

**EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE REACTORES UASB EN CONDICIONES
AMBIENTE PARA LA REDUCCIÓN DE DBO Y DQO EN AGUAS RESIDUALES
DOMÉSTICAS EN BARRANQUILLA.**

Por:

Jetro Spencer Gómez Rios

Luis Daniel Jiménez Molinares



Universidad de la Costa – CUC

Departamento de Ingeniería Ambiental y Civil

Programa de Ingeniería Ambiental

Barranquilla, Atlántico

2018

**EVALUACIÓN DE LA OPERACIÓN DE REACTORES UASB EN CONDICIONES
AMBIENTE PARA LA REDUCCIÓN DE DBO Y DQO EN AGUAS RESIDUALES
DOMÉSTICAS EN BARRANQUILLA.**

JETRO SPENCER GÓMEZ RIOS

LUIS DANIEL JIMÉNEZ MOLINARES

**Trabajo de Grado para Optar al Título de
Ingeniería Ambiental**

Director:

MSc. Rubén Darío Cantero Rodelo

Co-Director:

MSc. Claudia Patricia Herrera Herrera

UNIVERSIDAD DE LA COSTA – CUC

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL Y CIVIL

PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

2018

Dedicatoria**A Dios.**

Primeramente, por permitirme tener la salud y las fuerzas para completar las jornadas extenuantes de recolección y transporte de las muestras de aguas residuales, además de permitirnos encontrar un sitio donde realizar el presente proyecto de investigación a pesar del rechazo de diferentes organizaciones.

A mi madre

Por darme animo durante los días difíciles y por sus consejos siempre oportunos

A mi padre

Por sus consejos en cómo distribuir mi tiempo entre todos mis deberes cotidianos.

A mi familia

Por apoyarme durante todo mi proceso de estudios en la universidad y por ayudarme a llegar a la culminación de mi sueño de ser un profesional en ingeniería ambiental.

A mis Amigos

A mi compañero Luis Jiménez Molinares por todo su apoyo a lo largo de nuestro proceso de tesis y a mi amigo Manuel Ospino Ballesteros por su apoyo en el ámbito de la microbiología.

Jetro S. Gómez

Dedicatoria

A Dios.

Por haberme permitido llegar hasta este punto y haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor. A Él sea la gloria y la honra por siempre.

A mi madre Rosina.

Aunque falleció cuando era un niño, siempre me guió en mis estudios, es un hecho que a ella le gustaría verme graduado y ejerciendo mi profesión, es por esto que esto va dedicado a mi madre.

A mi padre Luis Alberto.

Por los ejemplos de perseverancia y constancia que lo caracterizan y que me ha infundado siempre, por el valor mostrado para salir adelante y por su amor.

A mis familiares.

A mi hermana Daniela por ser el ejemplo de una hermana mayor y de la cual aprendí aciertos y de momentos difíciles; a mi abuela Rita, a mi abuelo Jose y a todos aquellos que participaron directa o indirectamente en la elaboración de esta tesis.
¡Gracias a ustedes!

A mis profesores.

Ingeniero Rubén Cantero por su gran apoyo y motivación para la culminación de nuestros estudios profesionales y su apoyo en la elaboración de esta tesis; a la Ingeniera Andrea Yanes por su apoyo ofrecido dentro de la carrera; al Ingeniero Leandro Gomez por su tiempo compartido y por impulsar el desarrollo de nuestra formación profesional, al Ingeniero Faisal Bernal y la Lic. Claudia Herrera por apoyarnos en su momento.

A mis amigos de la universidad.

Que nos apoyamos mutuamente en nuestra formación profesional y que hasta ahora, seguimos siendo amigos: Angelly Velilla, Laura Castro, Héctor Menco, Edgar Vergara, Gabriela Rodriguez , Diana Varela, Kevin Valdez, Moisés Hernández, Dania Simanca, Kerwin Herrera, Juan Pablo Espinoza, Karolay delgado, Sorelyth Villar, Paula Simarra, Karen Muñoz, Patricia Peñaloza, Aida Salas, Daniela Granados, Mario Manjarrez, Daniel Bernal, Dayner Orozco, Braynner Polo, Johannys Gómez gracias por motivarme, y finalmente a Jetro Gomez por comprometerse en la culminación de este trabajo.

Agradecimientos

A nuestras familias por todo su apoyo a lo largo de todo nuestro proceso de aprendizaje y el alcanzar el éxito en nuestras metas profesionales.

A nuestro profesor el Ing. Ruben Dario Cantero Rodelo, director de nuestro proyecto de investigación como opción de grado, por sus enseñanzas y apoyo no solo durante el proceso de investigación, sino también por todas las lecciones que recibimos de él a lo largo de nuestro proceso de formación en la Universidad de la Costa.

A la Universidad de la Costa por los materiales, equipos y reactivos que nos cedieron para realizar el presente proyecto de investigación.

Al doctor Owen Mejía por permitirnos entrar a las instalaciones de la PTAR de Granabastos S.A. y facilitarnos la información relacionada a la operación de esta.

A las laboratoristas Erika Arbeláez y Ana Belén Villalobos por su apoyo y comprensión, por permitirnos estar en el laboratorio incluso en horas de almuerzo y adelantar de esa forma las mediciones y procedimientos de laboratorio.

A nuestros profesores de materias relacionadas al tratamiento de aguas residuales, como lo fueron el profesor Leandro Gómez y Faisal Bernal, por todo el conocimiento que nos transmitieron en el área antes mencionada.

Jetro S. Gómez

Agradecimientos

Agradezco a Dios por su soberana voluntad permitirme estudiar y alcanzar este logro, toda la gloria y honra sea para mi Señor, que se siga haciendo su voluntad en mi vida.

Agradezco a mi padre por ayudarme paternalmente como económicamente, gracias por invertir en este proyecto de vida, sin ti muchas cosas no habrían podido lograrse en mi vida., gracias por ser mi padre.

Agradezco a mi madre, por haberme inculcado desde niño disciplina, educación y perseverancia en este camino académico, gracias por ser mi madre. Aunque falleciste cuando estaba pequeño siempre tuve en cuenta el “¿ella aceptaría esto?” en mi vida, simplemente gracias mama.

Agradezco a mis abuelos, quienes han estado conmigo desde siempre y su apoyo ha sido grande para mi crecimiento como profesional y también como persona, gracias mis abuelos.

Gracias a amigos como Luis Rebolledo, Giovanna Cabrera, Andrea Zapata, Maria Andrea Zapata, Jesús Charrys y José Manuel Alvarado, ustedes han sido especiales para mi, gracias por acompañarme en este proceso.

Agradezco al Ing. Rubén Cantero, su experiencia y conocimiento aportó mucho a las decisiones que se tomaron dentro de este proyecto de grado, estoy agradecido con su guía en este proceso.

Luis Daniel Jiménez Molinares

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Resumen

Los reactores anaeróbicos de flujo ascendente y manto de lodos (UASB) son una de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales más ampliamente usados a nivel mundial, en especial en países de climas tropicales y/o en vías de desarrollo, su uso ha sido principalmente para tratar aguas residuales industriales, sin embargo, han sido reportados excelentes resultados para tratar aguas residuales domésticas. Debido a la escasez de estudios relacionados en el departamento del atlántico, se construyeron dos reactores UASB modificados, con un área anaerobia, un manto de gravas, otro de poliuretano y una zona aireada para maximizar la eficiencia de la remoción de contaminantes, medidos en la demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en el afluente y efluente; además se midieron el oxígeno disuelto (OD), el pH, la salinidad, conductividad y los sólidos disueltos totales (TDS) en el sistema construido y se compararon los resultados obtenidos con estudios realizados por otros autores en condiciones estándar (1 atm, 25°C) y condiciones ambiente (1 atm, ~30°C para el caso del presente proyecto). Los resultados obtenidos en remoción de DQO y DBO₅, así como las variaciones de pH se analizaron por medio de análisis de varianza de una vía (1-way ANOVA). Debido a los resultados elevados de DQO, se realizaron pruebas de tensoactivos y se descubrió que hubo presencia considerable de 15 mg SAAM/L en el punto de recolección de las muestras de aguas residuales. A pesar de la interferencia de los surfactantes y la ausencia de un sistema de pretratamiento antes del afluente de los reactores, se obtuvieron porcentajes de remoción de DQO del 85% – 89% en el reactor 1 y de 86% – 90% en el reactor 2, mientras que la remoción de DBO₅ varió entre 41 – 65%, similares a los resultados obtenidos por otros autores que trabajaron con reactores UASB

para tratar aguas residuales domésticas. Los porcentajes de remoción obtenidos de DQO y DBO₅ tuvieron variaciones significativas entre afluente y efluente, pero no significativos entre reactor 1 y 2.

Palabras Clave: Reactor UASB, aguas residuales domésticas, condiciones ambientes, DQO, DBO₅

Abstract

Upflow anaerobic sludge blanket reactors (UASB) are one of the most widely used wastewater treatment technologies worldwide, especially in tropical-climate and/or developing countries, its use has been mainly in treating industrial wastewater, however, excellent results have been reported in treating domestic wastewater. Due to the lack of related studies in the Department of Atlántico, two modified UASB reactors were built, composed of an anaerobic area, which included a layer of gravel, a polyurethane filter zone and an aerobic area to maximize the efficiency of the removal of contaminants, measured in chemical oxygen demand (COD) and biochemical oxygen demand (BOD₅) in the affluent and effluent; In addition, dissolved oxygen (DO), pH, salinity, conductivity and total dissolved solids (TDS) were measured in the constructed system and the results obtained were compared with studies conducted under standard conditions (1 atm, 25 ° C). and ambient conditions (1 atm, ~ 30 ° C) by other authors. The results obtained of the removal of COD and BOD₅, as well as the pH variations, were analyzed by 1-way analysis of variance (ANOVA). Because of the high results shown in COD, surfactant tests were performed and it was found values of 15 mg MBAS/L in the wastewater sampling location. Despite the surfactants interference and the absence of a pre-treatment system before the affluent of the reactors built, COD removal percentages obtained were 85% - 89% in reactor 1 and 86% - 90% in reactor 2, while the removal of BOD₅ varied between 41 - 65%, similar to the results obtained by other authors who worked with UASB reactors to treat domestic sewage. The removal percentages obtained for COD and BOD₅ had significant variations between affluent and effluent, but not significant between reactor 1 and 2.

Keywords: UASB reactor, domestic wastewater, environmental conditions, COD, BOD₅

Contenido

Introducción.....	15
1. Generalidades	18
1.1 Planteamiento del problema.....	18
1.2 Justificación	21
1.3 Objetivos	22
1.3.1 Objetivo General	22
1.3.2 Objetivos Específicos	22
2. Marco conceptual	23
2.1 Antecedentes.....	23
2.1.1 Reactor UASB – panorama internacional.....	25
2.1.2 Reactor UASB en Colombia.....	29
2.1.3 Reactor UASB – panorama local	31
2.2 Marco teórico	33
2.2.1 Las aguas residuales	34
2.2.2 Tratamientos anaerobios.....	49
2.2.3 Reactor UASB diseño tradicional.....	51
2.2.4 Cálculo de un Reactor UASB.....	55
2.2.5 Reactor UASB modificado (con zona de aireación)	55
2.3 Marco legal	58
2.3.1 Normativa legal	58
3. Diseño metodológico.....	61
3.1 Tipo de investigación.....	61
3.2 Metodología	61
3.3 Criterios de selección de la población y muestra.....	62
3.4 Técnicas e instrumentos de recolección de información	62
3.4.1 Fuentes Primarias:	63
3.4.2 Fuentes secundarias.....	63
3.5 Datos de diseño	63
3.5.1 Calculo de los espacios del cilindro / reactor.....	65
3.5.2 Procedimiento experimental.....	65

3.6 Métodos y modelos de análisis de los datos según tipo de variables	72
3.6.1 Porcentajes de remoción.....	72
3.6.2 ANOVA de una vía.....	73
3.6 Costos y presupuesto	73
4. Análisis y discusión de resultados	75
4.1 DBO ₅ y DQO	77
4.2 Otros parámetros	80
4.3 Relación con la temperatura.	81
4.4 Concentración e interferencia de tensoactivos.....	82
4.5 Comparación con la normativa vigente.	82
4.5.1 pH.....	83
4.5.2 Demanda química de oxígeno (DQO).....	83
4.5.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	85
4.5.4 Temperatura	86
5. Conclusiones y recomendaciones	87
6. Referencias	90
7. Apéndices	101

Lista de tablas y figuras**Tablas.**

Tabla 1. Comparación entre los tamaños aproximados de las áreas requeridas para la implementación de diferentes técnicas de tratamiento de aguas residuales	26
Tabla 2. Ventajas y desventajas de los reactores UASB en el tratamiento de aguas residuales	26
Tabla 3. Rendimiento del tratamiento de las primeras plantas UASB de gran escala para el tratamiento de aguas residuales domésticas	28
Tabla 4. Operaciones y procesos unitarios PTAR “Rio Frio” en 1990.	30
Tabla 5. PTARs con tecnología UASB en la costa norte de Colombia	32
Tabla 6. Valores de Remoción de DQO y DBO obtenidos en la PTAR Granabastos	33
Tabla 7. Valores típicos para aguas residuales domésticas	35
Tabla 8. Comparación de variables a diferentes temperaturas (ambiente – normales)	37
Tabla 9. Factores que influyen en la formación de buenos gránulos de lodos	52
Tabla 10. Cargas volumétricas recomendadas para reactores UASB a 30°C para alcanzar remociones del 85% al 95%	53
Tabla 11. Medidas de las subsecciones de los reactores construidos.	63
Tabla 12. Costos de la construcción de los reactores UASB	73
Tabla 13. Costos de los análisis de laboratorio realizados	74
Tabla 14. 1-way ANOVA del porcentaje de DBO ₅ removido por reactores 1 y 2.	79
Tabla 15. 1-way ANOVA del porcentaje de DQO removido por reactores 1 y 2.	79
Tabla 16. Comparación del ph obtenido con respecto a la normativa local	83
Tabla 17. Comparación de la DQO obtenida con respecto a la normativa	84
Tabla 18. Comparación de la DBO ₅ obtenida con respecto a la normativa	85

Figuras.

Figura 1. Panorama del tratamiento de aguas residuales domesticas en Europa, 2014-2015.	23
Figura 2. Ubicación de Granabastos y el Arroyo El Platanal.	32
Figura 3. Reactor UASB de la PTAR Granabastos.	33
Figura 4. Configuración de un reactor UASB tradicional.	51
Figura 5. Distribución topográfica de la ciudad de Barranquilla.	62
Figura 6. Diseño del sistema de tratamiento de aguas residuales con reactor UASB modificado (anaerobio-aerobio)	66
Figura 7. Detalles del reactor UASB modificado (anaerobio-aerobio)	66
Figura 8. Cámara de alimentación del reactor.	67
Figura 9. Zona de lecho de gravas	68
Figura 10. Zona de espumas (área anaerobia)	69
Figura 11. Detalle del aireador y su conexión al reactor	70
Figura 12. Manguera de aireación y piedra porosa dentro de la cámara de aireación	71
Figura 13. Ubicación de lavaderos de autos cerca al área de recolección de muestras.	76
Figura 14: Comportamiento de los reactores en la remoción de DBO	77
Figura 15. Comportamiento de los reactores en la remoción de DBO	78

Listado de Apéndices

Apéndice A. Formato de recolección de datos.	100
Apéndice B. Encuestas de caracterización del área.	100
Apéndice C. Datos Obtenidos	101
Apéndice D. Porcentajes de remoción de los parámetros analizados.	104
Apéndice E. Pruebas estadísticas – Descriptivos, homogeneidad de varianza, para las remociones de DBO y DQO	104
Apéndice F. Cálculos de los volúmenes de cada sección del reactor.	106
Apéndice G. Registro fotográfico.	112

Introducción

La empresa local de Barranquilla encargada del servicio de alcantarillado ha dividido a la ciudad en tres sectores de acuerdo (principalmente) a las condiciones de topografía; los sectores son: sector noroccidental, sector suroccidental y sector oriental. De las aguas residuales domésticas producidas en la ciudad, las producidas en los sectores noroccidental y oriental de la ciudad son llevadas a disposición final sin recibir ningún tipo de tratamiento. (ACODAL, 2000; Triple A E.S.P., s.f)

Suplementariamente, solo las aguas residuales producidas en el sector suroccidental reciben tratamiento antes de ser dispuestas. Dichas aguas son conducidas a través del sistema de alcantarillado de la ciudad hasta la Estación de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) “El Pueblo”. El tratamiento realizado en la EDAR “El Pueblo” consiste en un sistema de lagunaje, en el que se remueve entre un 80% – 90% de la carga orgánica contaminante (Triple A E.S.P., s.f.), para posteriormente ser vertidos a través de un sistema de tuberías hacia el mar.

Debido a que solo un pequeño porcentaje de las aguas residuales domésticas de Barranquilla es tratado antes de ir a disposición final (ACODAL, 2000) se consideró necesaria la creación de otras estaciones de tratamiento para tales aguas, lo cual fue la motivación inicial para realizar este proyecto de investigación.

Se analizaron las diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales y se eligió estudiar las propiedades de los reactores anaeróbicos de flujo ascendente de manto de lodos (UASB, del inglés Up-flow anaerobic sludge blanket) al operar a temperatura ambiente para reducir La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO), similarmente al trabajo de Anzola, M., Oliveira, A. y Zaiat, M. (2008)

La elección de los reactores UASB como objeto de estudio, en vez de otras tecnologías, se debió al poco espacio que ocupan en relación con otro tipo de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas (Metcalf y Eddy, 2003), como el sistema de lagunaje antes mencionado. Otras características que motivaron a la realización de esta investigación fueron la fácil operación de los reactores UASB y la poca información de la aplicación de esta tecnología de tratamiento en las aguas residuales domésticas en la ciudad de Barranquilla, Atlántico, Colombia (Vásquez, 2013), principalmente porque el historial de aplicación de los reactores UASB es más extenso en el tratamiento de aguas residuales industriales y no las domésticas.

Paralelamente se decidió establecer relaciones entre la operación de los reactores UASB en el tratamiento de las aguas residuales domésticas en condiciones ambiente y el comportamiento de variables como la salinidad, conductividad y el oxígeno disuelto, teniendo en cuenta que las condiciones climatológicas de Barranquilla corresponden a un Clima Tropical con Invierno Seco identificado como clima Aw en la clasificación de Köppen.

Esta investigación se encuentra dividida en 5 secciones principales, la primera presenta las generalidades del presente proyecto de investigación, como el planteamiento del problema y su justificación, además de los objetivos propuestos.

La segunda sección incluye un estado del arte de la problemática planteada, es una recopilación de los principales antecedentes del uso de reactores UASB para el tratamiento de aguas residuales domésticas, estructurada desde el ámbito internacional, al nacional y local/regional.

También se incluyen en la segunda sección, los principales fundamentos teóricos de la caracterización de las aguas residuales y el tratamiento anaeróbico de aguas residuales, especialmente enfocado al uso de reactores UASB (y sus características de implementación). Se explica el funcionamiento de reactores UASB con cámara de aireación integrada.

En la tercera sección explica todo el diseño metodológico del presente proyecto de investigación, se define el tipo de investigación, la metodología implementada y los parámetros de construcción de los reactores UASB a utilizar. Se presenta también las técnicas e instrumentos de recolección de información, los métodos y modelos para analizar la información recolectado y finalmente los costos del proyecto de investigación.

La presentación resumida de los resultados de la ejecución y puesta en marcha de los reactores para tratar el agua residual domestica del oriente de Barranquilla se encuentran en la cuarta sección. También se realiza el análisis del comportamiento de las variables de estudio, como el pH, la salinidad, conductividad, TDS, OD, DQO y DBO5, en relación con la temperatura. El análisis está enfocado a los resultados de los ANOVAs y la aplicación de pruebas de homogeneidad, junto con las pruebas de Welch y Brown-Forsythe, además de relacionarlo con los resultados de otros autores que han implementado reactores UASB para tratar aguas residuales domésticas.

La quinta sección presenta las conclusiones halladas con base al análisis e interpretación de los resultados presentados en la sección anterior. Se realizan las principales conclusiones en base a los objetivos propuestos.

1. Generalidades

1.1 Planteamiento del problema

Uno de los objetivos de desarrollo sostenible definidos por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) “garantizar la disponibilidad del agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos” debido a que se estima que alrededor del 80% de las aguas residuales producto de actividades antropogénicas se vierte a los cursos de agua sin ser eliminados sus contaminantes (PNUD, 2018), esto a causa de que la mayoría de las actividades humanas requieren del agua, por lo tanto la demanda de este recurso ha aumentado proporcionalmente con el desarrollo económico y demográfico, para posteriormente desencadenar el aumento de agua residual producida. (UNESCO, UNECE, UNECLAC, UNEP, UNESCWA, UNIDO, . . . FAO, 2017)

El vertimiento directo de las aguas residuales a los diferentes cursos de agua genera diferentes tipos de patologías, de origen biológico como la shigelosis, salmonelosis, gastroenteritis, hepatitis A, giardiasis, estrogilosis (Departamento de salud del gobierno de Australia, 2010; Metcalf & Eddy, 2003), criptosporidiasis (Reynolds, K., Mena, K y Gerba, C., 2008), ascariosis, gastroenteritis causada por rotavirus, (Fuhmann, S. et al., 2016) cáncer (Mara, D., 2011) y patologías relacionados a cardiopatías, daños al sistema nervioso central (SNC), daño al material genético (mutaciones, carcinogénesis), relacionadas a la ingesta de contaminantes no orgánicos (Martin, S. y Griswold, W., 2009), las cuales en algunos casos llegan a ser mortales en grupos vulnerables, como niños, personas de la tercera edad y madres gestantes (Choffnes, E. y Mack, A., 2009) grupo que también busca ser protegido de acuerdo a las metas de desarrollo sostenible (UNESCO *et al.*, 2017)

Solo en 2012, el Programa Mundial de Evaluación del Agua (WWAP) reportó 842000 muertes asociadas a la ingesta de aguas contaminadas por deficiencias de sanitización en países de bajos y medios ingresos, en su mayoría relacionados a enfermedades gastrointestinales y otros cuadros patológicos más severos (UNESCO, 2017), mientras que, en Colombia se estima que hubo un promedio de 3530 muertes anuales de mujeres en el periodo 2005 – 2014, a causa de enfermedades gastrointestinales no congénitas (Dirección de Epidemiología y Demografía, 2016) verificándose la tendencia mundial de muertes de la UNESCO, por lo tanto, Colombia no es ajena a la problemática descrita

En relación a lo antes descrito, el Instituto Nacional de Salud de Colombia agrega que el evento patológico de mayor incidencia en la población colombiana fue la enfermedad diarreica aguda durante el 2011 y la vinculaban a las condiciones de saneamiento básico (Instituto Nacional de Salud, 2013). Situación de la cual Barranquilla no se aleja mucho, al poseer más de 1.8 millones de habitantes, produciendo volúmenes considerables de aguas residuales, de las cuales solo las producidas en el sector suroccidental de la ciudad, reciben tratamiento antes de ser vertidas al Arroyo León, mientras que el resto de las aguas residuales de la ciudad son vertidas directamente a los caños (ACODAL, 2000; Arroyos de Barranquilla, 2013). Sumado a esto, el rápido crecimiento de la ciudad ha generado un problema de espacio para ubicar estaciones de tratamiento de aguas residuales municipales similares a la ya construida EDAR “El Pueblito”. (ACODAL *op. cit.*, p. 2-3)

En el tratamiento de aguas residuales domésticas en Barranquilla y en la costa atlántica en general, existe poca información documentada acerca de la operación de los reactores UASB como tecnología para el tratamiento de este tipo de aguas, así como de las posibles consideraciones específicas para el uso y operación correctos de los mismos, siendo

mayormente implementada esta tecnología para el tratamiento de las aguas residuales industriales de la ciudad, sin embargo la información existente no es dominio público o de fácil acceso. Por lo tanto, surge la pregunta ¿cómo es la implementación de un sistema UASB en el tratamiento de las aguas residuales domésticas del sector oriental de Barranquilla?

1.2 Justificación

Actualmente existe poca información respecto al uso y operación de reactores UASB en la ciudad de Barranquilla para el tratamiento de aguas residuales domésticas, prueba de esto es que de las pocas empresas que utilizan este tipo de tecnología en el atlántico, la usan principalmente para el tratamiento de aguas residuales industriales. De los pocos casos exitosos documentados en Colombia se encuentran la planta de tratamientos de aguas residuales (PTAR) “Rio Frio” y la PTAR piloto “La Rosita”. (Collazos y Cala, 1992; Van Lier, J., Vashi, A., Van Der Lubbe, J. y Heffernan, B., 2010; Vásquez, G., 2013)

El resto de información documentada de las aplicaciones de las tecnologías UASB se encuentra en el tratamiento de efluentes industriales (Torres, P, 2011, Vásquez, G, 2013), en especial en los sectores farmacéuticos, procesamiento de alimentos y por lo que es de interés el determinar la operación de reactores UASB pueda servir como alternativa para el tratamiento a través de lagunaje de las aguas residuales domésticas en la ciudad de Barranquilla. Además, comparar los valores obtenidos con los resultados de remoción de DQO y DBO obtenidos por otros autores como Lettinga, Roersma y Grin, quienes fueron pioneros en el uso de la tecnología UASB (Lettinga, G., Roersma, R. y Grin, P., 1983)

Se considera importante la validación de los resultados de los análisis de las aguas residuales antes y después de tratamiento en los reactores UASB, con el fin de establecer una base de conocimientos acerca del posible incremento o disminución en los parámetros de control a evaluar en las aguas residuales y cuanto de esa varianza es atribuible a la operación de los reactores UASB en condiciones ambiente (como la temperatura) o a la operación de los reactores.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Evaluar la eficiencia de la remoción de DBO₅ y DQO en las aguas residuales del oriente de Barranquilla al ser tratadas en reactores de flujo ascendente a condiciones ambiente.

1.3.2 Objetivos Específicos

Diseñar y construir un sistema de reactores UASB mixtos, con zona aerobia.

Identificar estadísticamente diferencias de rendimiento entre los resultados de remoción de pH, OD, TDS, salinidad, conductividad, DQO y DBO₅ entre los efluentes de cada reactor construido.

Determinar la conformidad de los resultados obtenidos en pH, OD, TDS, salinidad, conductividad, DQO y DBO₅ con los valores máximos permisibles establecidos en la normatividad aplicable.

2. Marco conceptual

2.1 Antecedentes.

En el manejo de los residuos líquidos, no solo los países en vías de desarrollo presentan dificultades, de acuerdo con la Agencia Europea de Ambiente, EEA (de las siglas en inglés “European Environment Agency”). EEA ha monitoreado el grado de tratamiento dado a las aguas residuales domésticas en diferentes países europeos, identificando del porcentaje total de aguas residuales producidas, los porcentajes de aguas residuales que reciben un pretratamiento, un tratamiento primario, secundario y/o las medidas más rigurosas de tratamiento (como sistemas de post-tratamiento), así como también identificaron las áreas donde no hay información reportada o el tipo de tratamiento dado es inadecuado. (EEA, 2016)

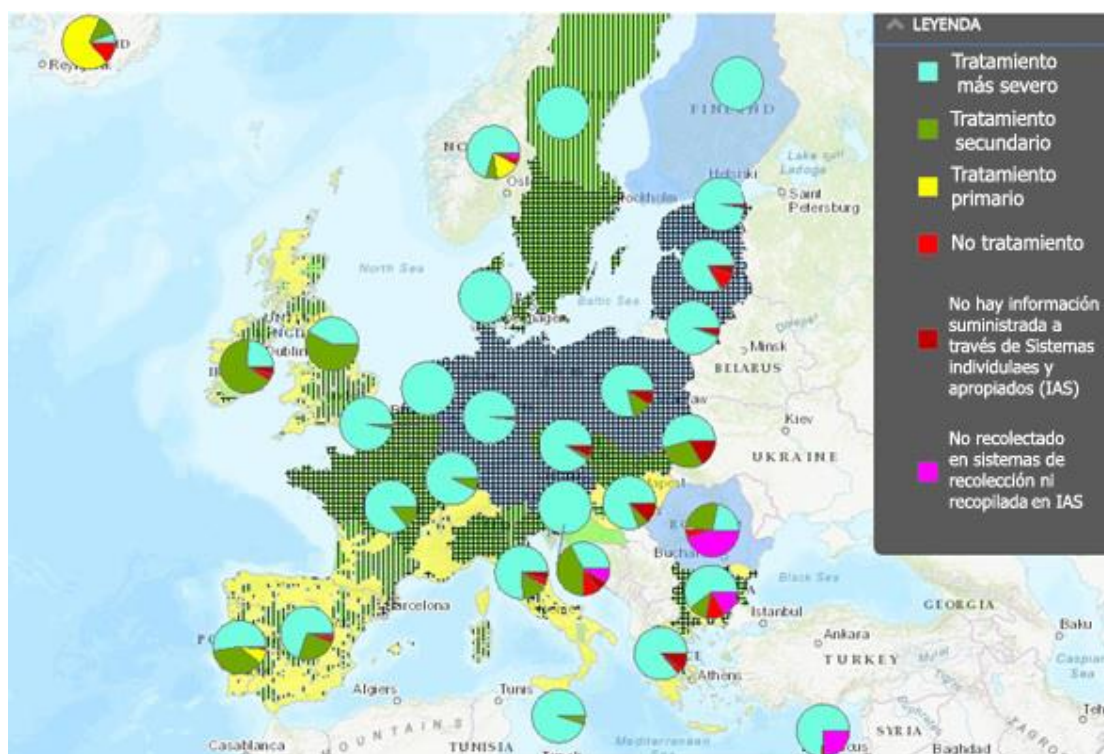


Figura 1. Panorama del tratamiento de aguas residuales domésticas en Europa, 2014-2015.

Fuente: EEA (2016)

En la figura 1, se observa el nivel de tratamiento que reciben las aguas residuales domésticas europeas, notando que los países del norte-centro de Europa tienen sistemas de tratamiento rigurosos, pero en el resto de Europa varía. Especialmente en el suroriente de Europa, donde un porcentaje considerable de las aguas residuales domésticas no recibe tratamiento, son tratadas de forma inadecuada o simplemente no tienen un programa o sistema de recolección de los datos pertinentes, lo cual se atribuye a la falta de regulaciones gubernamentales o el desacuerdo entre políticas de la Unión Europea y las políticas propias de esas naciones del suroriente de Europa.

Diferentes aproximaciones a la problemática de saneamiento básico en asentamientos humanos han sido propuestas desde hace varias décadas, para el caso de las aguas residuales, las soluciones para el tratamiento de aguas residuales se han dividido en 4 fases, como lo son: el pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario o post-tratamiento. Entre las tecnologías de tratamiento se incluyen tecnologías aerobias y anaerobias, de las que se pueden listar los sistemas de lagunaje (lagunas aerobias, anaerobias, facultativas), lodos activados, biodigestores, zanjas de oxidación reactores UASB, reactor de lecho granular expandido (EGSB), tanque séptico, filtros anaerobios y biofiltros (Metcalf & Eddy, 2003; Torres, P., 2012).

Diferentes autores han estudiado las propiedades de los reactores UASB y se han realizado comparaciones de esa tecnología con otras tecnologías anaerobias e inclusive con tecnologías aerobias, muchas de las cuales aparecen en libros como el del autor Tchobanoglous. (Metcalf & Eddy, 2003).

En las siguientes secciones se hablará específicamente de la tecnología UASB.

2.1.1 Reactor UASB – panorama internacional.

Hacia la década de 1970 se diseñaron los reactores UASB en Holanda, a través de las investigaciones realizadas en la Universidad de Wageningen, conducidas por Lettinga, G., Roersma, R. y Grin, P. quienes implementaron los reactores UASB para el tratamiento de efluentes industriales de una planta azucarera alemana.

Posteriormente, Lettinga *et al.* fueron los primeros en publicar y detallar el funcionamiento de la tecnología UASB en el tratamiento de otros tipos de aguas residuales, como las domésticas y las municipales en 1983 bajo el título “Tratamiento anaeróbico de aguas residuales domésticas sin procesar a temperatura ambiente utilizando un reactor UASB de lecho granular” (Titulo original en inglés “*Anaerobic Treatment of Raw Domestic Sewage at Ambient Temperature Using a Granular Bed UASB Reactor*”)

Con el paso de los años se empezaron a crear variaciones del diseño tradicional del reactor UASB, como las variantes de alta tasa, lecho fluidificado o manto granular expandido, entre otros, a medida que la tecnología UASB se hizo reconocida a nivel internacional.

Rápidamente se esparció la implementación de los reactores UASB para el tratamiento de aguas residuales industriales, debido a las características de operación y mantenimiento baratas y de bajo requerimiento de espacio, en comparación a otras tecnologías de tratamiento de aguas residuales (Torres, 2013) (Ver Tabla 1 y 2).

Tabla 1.

Comparación entre los tamaños aproximados de las áreas requeridas para la implementación de diferentes técnicas de tratamiento de aguas residuales

Superficie requerida para operación (ordenado de mayor a menor)	Tecnologías de tratamiento de aguas residuales.
A	Aplicación en el suelo (irrigación)
B	Aplicación en el suelo (escurrimiento)
C	Aplicación de lodo en el suelo (infiltración)
D	Tanques sépticos – Campo de infiltración
E	Laguna facultativa unicelular
F	Laguna anaerobia + facultativa
G	Laguna aireada
H	Tanque séptico + UASB
I	Zanja de oxidación
J	UASB

Fuente: Adaptado de Torres, P. (2012)

Tabla 2.

Ventajas y desventajas de los reactores UASB en el tratamiento de aguas residuales

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> – Bajos requerimientos nutricionales. – El proceso puede manejarse con altas cargas intermitentes. – Los lodos se conservan (sin alimentación) por largos períodos de tiempo. – Producción de metano aprovechable. – Identificación y medición de productos intermedios que proporcionan parámetros de control adicionales. 	<ul style="list-style-type: none"> – Las limitaciones del proceso están relacionadas con las aguas residuales que tienen altos contenido de sólidos, o cuando su naturaleza impide el desarrollo de los lodos granulados. – El arranque del proceso es lento, pues consiste en mantener las condiciones adecuadas para el crecimiento de la biomasa siendo los nutrientes necesarios lo más importante para su crecimiento.

<ul style="list-style-type: none"> – La fermentación ácida y metánica, así como la sedimentación tienen lugar en el mismo tanque, por lo cual las plantas son muy compactas. – El consumo de potencia es bajo, puesto que el sistema no requiere ninguna agitación mecánica. – La retención de biomasa es muy buena y por eso no es necesario reciclar el lodo 	<ul style="list-style-type: none"> – Las bacterias anaerobias (particularmente las metanogénicas) se inhiben por un gran número de compuestos. – Su aplicación debe ser monitoreada y puede requerir un pulimiento posterior de su efluente, además se generan malos olores si no es eficazmente controlado.
---	--

Fuente: Márquez y Martínez, 2011

En la Tabla 2, se presenta un breve listado que Márquez y Martínez (2011) proponen como ventajas y desventajas de la implementación de los reactores UASB como tecnología de tratamiento para las aguas residuales.

Debido al bajo costo en operación y montaje, en países en vías de desarrollo la tecnología de tratamiento con reactores UASB ocupa un porcentaje importante dentro del total de tecnologías anaerobias usadas para el tratamiento de aguas residuales industriales. (Van Lier, J. B., Vashi, A., Van Der Lubbe, J. y Heffernan, B., 2010).

Las primeras plantas de tratamiento de aguas residuales a gran escala fueron construidas en la década de 1990 con asesoría de la Universidad de Wageningen; las eficiencias de remoción obtenidas en el tratamiento de aguas residuales domesticas de las primeras plantas UASB de gran escala se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3.

Rendimiento del tratamiento de las primeras plantas UASB de gran escala para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

País	Volumen (m3)	Temp. (°C)	TRH (h)	DQO _{entrada} (mg/L)	DQO _{salida} (mg/L)	DQO _{removido} (%)
Brasil	120	23	4,7 – 9	315 - 265	145	50 - 70
Brasil	67,5	23	7	402	130	74
Brasil	810	30	9,7	563	185	67
India	1200	20 - 30	6	563	146	74
Colombia	64	24 - 26	4 – 6	267	110	65
Colombia	6600	25	5,2	380	150	60 - 80

Fuente: Van Lier *et al.* (2010) citando a Van Haandel y Lettinga (1994)

En la tabla 3 se observa que los porcentajes de remoción de DQO fueron elevados, logrando la remoción de aproximadamente dos tercios de la DQO inicial, teniendo en cuenta que el valor de la DQO de entrada fue medido en el afluente justo antes de entrar al Reactor UASB y la DQO de salida fue medida en el efluente justo al salir del reactor UASB.

Las primeras empresas en crear patentes de tecnologías UASB fue la compañía holandesa PAQUES; la compañía estadounidense BIOTHANE (Veolia, s.f.) y la compañía francesa DEGRÉMONT (Actualmente es una subsidiaria de SUEZ Environment) patentaron variantes de la tecnología UASB (Vásquez, G., 2013). Entre las variantes del modelo tradicional, es decir, de una única torre/columna donde ocurren todos los subprocesos de remoción de contaminantes, una parte de las tecnologías derivadas de la tecnología UASB, manejan las fases del tratamiento en tanques separados.

En la sección 3.5.2 del presente documento se detalla el funcionamiento de cada fase envuelta en el tratamiento del agua residual por medio del uso de reactores UASB.

En años recientes han aumentado los estudios de la operación de tratamientos anaerobios a temperaturas más bajas con el propósito de aplicarlos en el tratamiento de las aguas

residuales urbanas en países en los que la temperatura de las aguas varía entre 12 y 20°C.

Teniendo en cuenta que al implementar la inyección de oxígeno al sistema de tratamiento ocasiona una inversión más costosa, la reducción de costos operativos es alta. (Uemura, S. y Harada, H., 2000)

Es importante recalcar que dentro la combinación anaerobia – aerobia arroja unos resultados satisfactorios dentro de la depuración del agua residual tratada, en relación con las aguas residuales de procedencia industrial o doméstica. (Rincón, N., Díaz, A. y Behling, E., 2014)

2.1.2 Reactor UASB en Colombia.

Colombia a inicios de la década de 1980 destacó como uno de los países pioneros en aplicar la tecnología UASB para el tratamiento a gran escala de aguas residuales, esto se logró debido a que, en 1982, la Universidad del Valle (UNIVALLE) requirió el préstamo de los terrenos de la estación de bomberos de Cañaveralejo, terrenos que pertenecían a las Empresas Municipales de Cali (EMCALI), con el propósito de construir una planta piloto para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

El origen de la idea de crear esta planta piloto surgió del interés conjunto de UNIVALLE con una empresa privada de los países bajos, HASKONING (actualmente Royal Haskoning DHV), el financiamiento del Directorado General para la Cooperación Internacional (DGIS), organismo adscrito al Ministerio de Asuntos Exteriores de los Países Bajos y el apoyo técnico de la Universidad de Wageningen con el fin de evaluar los resultados de operación en clima tropical de la tecnología UASB.

En 1983 entró en operación la planta piloto con una capacidad de 64 m³. EMCALI en conjunto con UNIVALLE hizo seguimiento a los resultados obtenidos en la planta piloto,

de cuyos resultados se concluyó que la tecnología UASB era bastante barata de operar y se recomendó implementarla en otros lugares de Colombia. (Vásquez, G., 2013).

En 1990, la Corporación de Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB), diseñó, construyó e inició la operación de la PTAR domésticas tipo UASB más grande del mundo, con una capacidad de 6600 m³ (Van Lier *et al.*, 2010), para atender inicialmente a una población de 160000 habitantes (Collazos y Cala, 1992).

El diseño de la PTAR “Rio Frio” de Bucaramanga consistió en un sistema de pretratamiento, dos reactores UASB y una laguna facultativa, los cuales fueron elegidos debido a que se había experimentado previamente con la planta piloto PTAR “La Rosita” (entre 1983 – 1986) usando esa misma configuración del sistema y los excelentes resultados obtenidos. Ver tabla 4 para observar el detalle de las operaciones unitarias que componían la PTAR Rio Frio.

Tabla 4.

Operaciones y procesos unitarios PTAR “Rio Frio” en 1990.

Tratamiento	Estructura
Tratamiento preliminar	Cribado y desarenador
Tratamiento primario	Reactores UASB
Tratamiento secundario	Lagunas facultativas
Tratamiento de lodos	Lechos de secado
Disposición de biogás	Quemador

Fuente: Collazos y Cala (1992)

La PTAR Rio Frio, obtuvo valores de remoción de DQO de 56 – 60% y remociones de DBO de 72 – 76%, mientras que en la planta piloto La Rosita se obtuvieron valores de remoción ligeramente más elevados, 73 – 76% de remoción de DQO y un 88% de reducción de DBO en promedio, sin embargo, hay que destacar que tanto la planta piloto

La Rosita, como la PTAR Rio Frio trabajaron con tiempos de retención hidráulicos diferentes, siendo de 5.2 – 6 horas y 6 horas respectivamente. (Collazos y Cala, 1992). Actualmente la PTAR Rio Frio sigue en funcionamiento y ha experimentado al menos dos ampliaciones en su capacidad; en 2016 se envió al Ministerio de Ambiente de Colombia (MinAmb) un proyecto para una nueva expansión de la capacidad de la PTAR y una ampliación de cobertura de la red, abarcando los municipios de Girón, Floridablanca y Bucaramanga. (Gobernación de Santander, 2016)

2.1.3 Reactor UASB – panorama local

En la ciudad de Barranquilla existe poca información sobre la operación de reactores UASB para el tratamiento de aguas residuales domésticas, sin embargo, si existe amplia información relacionada al tratamiento de aguas residuales industriales en escala real con el mismo tipo de reactores.

Las principales empresas que cuentan con PTAR de tecnología UASB en el Departamento del Atlántico son Bavaria S.A. (Barranquilla), Postobón S.A. (Malambo), Gran Central de Abastos del Caribe S.A. (Soledad), siendo esta ultima la única PTAR que usa reactores UASB para tratar aguas residuales domésticas en el Atlántico (Vásquez, 2013), sin embargo, en el departamento de Magdalena, existe otra PTAR de tecnología UASB para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

En las otras PTARs presentadas en la tabla 5, se combina la tecnología UASB con otros sistemas de pretratamiento/tratamientos.

Tabla 5.

PTARs con tecnología UASB en la costa norte de Colombia

Ubicación	Empresa	Tipo de agua residual
Soledad, Atlántico	Gran Central de abastos del Caribe S.A.	Doméstica
Fundación, Magdalena	Corregimiento de Santa Rosa de Lima	Doméstica
Cartagena, Bolívar	Maltería Tropical S.A.	Industrial
Barranquilla, Atlántico	Bavaria S.A.	Industrial
Malambo , Atlántico	Postobón S.A.	Industrial
Santa Marta, Magdalena	Relleno sanitario La Palangana	Lixiviados

Fuente: Adaptado de Vásquez (2013)

En el caso específico de la PTAR de Granabastos, se tratan 23,5 L/s de aguas residuales domésticas provenientes de las baterías sanitarias y del lavado de frutas que posteriormente serán vendidas (una de las principales actividades económicas del establecimiento), por lo cual se diseñó la PTAR con un pozo de succión, un desarenador, un sistema de división de flujo, dos reactores UASB operados en serie y dos lechos de secado de lodos. (Ver figura 2 y 3) (Corporación Regional Autónoma del Atlántico - CRA, 2013).

Las aguas tratadas son vertidas a través de tuberías en el arroyo El Platanal de Soledad, el cual lleva las aguas hacia el Rio Magdalena como se muestra en la Figura 2.



Figura 2. Ubicación de Granabastos y el Arroyo El Platanal.
Fuente: ArroyosdeBarranquilla.co (2013)



Figura 3. Reactor UASB de la PTAR Granabastos. Fuente: Por el autor, cortesía de Granabastos S.A.

De acuerdo a los resultados del seguimiento de la operación de la PTAR Granabastos, se creó la Tabla 6, obsérvese los porcentajes de remoción alcanzados.

Tabla 6.

Valores de Remoción de DQO y DBO obtenidos en la PTAR Granabastos.

Parametro	Entrada (prom)	Salida (prom)	% remoción
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	156	31,2	80%
DQO (mg O ₂ /L)	307	61	80,1%

Fuente: Adaptado de CRA (2013)

2.2 Marco teórico

En países con grandes problemas de saneamiento y pocos recursos, como los que están en vías de desarrollo, se requieren plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas

apropiadas y sostenibles; dado que estos países se localizan en general en regiones de clima tropical y subtropical, es decir son países que cuentan con temperaturas superiores a 20 °C, la digestión anaerobia es una tecnología clave que genera subproductos con valor agregado involucrando bioenergía, nutrientes y agua para reúso (Uemura, S. y Harada, H., 2000).

2.2.1 Las aguas residuales

Las aguas residuales pueden definirse como las aguas que provienen del sistema de abastecimiento de agua de una población, después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales y comunitarias, siendo recogidas por la red de alcantarillado que las conducirá hacia un destino apropiado.

Las aguas residuales son líquidos turbios que contienen material sólido en suspensión.

Cuando son frescas, su color es gris y tienen un olor a moho, no desagradable. Flotan en ellas cantidades variables de materia: sustancias fecales, trozos de alimentos, basura, papel, astillas y otros residuos de las actividades cotidianas de los habitantes de una comunidad.

Con el transcurso del tiempo, el color cambia gradualmente de gris a negro, desarrollándose un olor ofensivo y desagradable; y sólidos negros aparecen flotando en la superficie o en todo el líquido.

Según su origen, las aguas residuales resultan de la combinación de líquidos y residuos sólidos transportados por el agua, que provienen de residencias, oficinas, edificios comerciales e institucionales, junto con los residuos de las industrias y de actividades agrícolas, así como de las aguas subterráneas, superficiales o de precipitación, que también pueden agregarse eventualmente al agua residual.

Las aguas residuales pueden tener origen en:

- Desechos humanos o animales.

- Desperdicios caseros.
- Corrientes pluviales.
- Infiltraciones de aguas subterráneas.
- Desechos industriales.

2.2.1.1 Aguas Residuales domésticas

Son las aguas utilizadas con fines sanitarios, o las usadas en cocinas, lavanderías, etc. Se componen de residuos humanos que llegan a las redes de alcantarillado por medio de las descargas de los sistemas hidráulicos de las edificaciones y también por los residuos originados en establecimientos públicos, comerciales y/o similares. En la Tabla 7 se observa la composición típica del agua residual doméstica.

Tabla 7.

Valores típicos para aguas residuales domésticas

Componente	Unidad	Fuerte	Media	Débil
Sólidos disueltos totales (TDS)	mg/L	850	500	250
DBO ₅	mg/L	400	220	110
DQO	mg/L	1000	500	250

Fuente: adaptado de Metcalf & Eddy (2003)

2.2.1.2 Sólidos en el agua

El agua residual contiene una variedad de diferentes materiales sólidos en forma particulada o coloidal. Las fuentes de sólidos son las tuberías domésticas de agua de los sanitarios y lavabos, residuos domésticos e industriales, erosión de suelo, infiltración y conexiones incontroladas. En el tratamiento de las aguas residuales, los sólidos gruesos son removidos generalmente en un pretratamiento antes de entrar al tratamiento primario.

Para la medición de los sólidos, una primera etapa de filtración separa los sólidos suspendidos totales (SST) de los sólidos totales (ST). Se presume que los sólidos volátiles

(SV) representan la materia orgánica, a pesar de que parte de la materia orgánica no se incinere y de que algunos compuestos inorgánicos se descompongan a altas temperaturas. De manera que tanto los ST como los SST poseen fracciones de sólidos fijos y sólidos volátiles y en forma similar los sólidos disueltos totales (SDT) también están compuestos de sólidos fijos y sólidos volátiles. (Severiche, C., Castillo, M. y Acevedo, B., s.f.; Metcalf & Eddy, 2003)

La prueba estandarizada para determinar los sólidos sedimentables consiste en colocar una muestra de agua residual en un cono Imhoff de 1 L y anotar el volumen de sólidos en mililitros que sedimenta después de un periodo de tiempo específico (1h). Generalmente, cerca del 60% del total de sólidos suspendidos en aguas residuales municipales son sedimentables. (APHA, 1997)

2.2.1.3 Temperatura

La temperatura del agua residual es por lo general mayor que la temperatura del agua para abastecimiento, como consecuencia de la incorporación de agua caliente proveniente del uso doméstico o industrial. (Metcalf & Eddy, 2000; *ibid*, 2003).

La medición de la temperatura es importante, debido a que muchos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluyen procesos biológicos que dependen de la temperatura. La temperatura del agua afecta directamente las reacciones químicas y las velocidades de reacción, la vida acuática y la adecuación del agua para fines benéficos. (Metcalf & Eddy, 2000).

Según la literatura, la temperatura óptima para lograr el desarrollo de la actividad bacteriana o microbiológica se sitúa entre el rango de los 25 y los 35° C, al tener en cuenta lo anterior facilitaría mucho el tratamiento biológico a cargo de los microorganismos

presentes en el agua. (Vásquez, G., 2013; Metcalf & Eddy, 2000). Teniendo en cuenta que los microorganismos mesófilos crecen de forma óptima entre 30 °C - 45 °C y los psicrófilos trabajan de 12°C – 15°C, aun así, tanto mesófilos como psicrófilos continúan creciendo más allá de esos rangos óptimos (Márquez y Martínez, 2011)

Un incremento de la temperatura puede causar cambios en las especies de peces que existan en un cuerpo de agua receptor. Además, el oxígeno es menos soluble en agua caliente que en agua fría. El aumento de la velocidad de las reacciones bioquímicas, como consecuencia de incrementos en la temperatura de las aguas superficiales, puede ocasionar una drástica disminución en la concentración del oxígeno disuelto. (Metcalf & Eddy, 2003).

Tabla 8.

Comparación de variables a diferentes temperaturas (ambiente – normales)

Parámetro	PTAR Rio Frio	PTAR La Tebaida	Reactor UASB de Anzola, et al. (2008)	Reactor UASB (Yoneyama et al., 2006)
Temperatura	22	23	24,4	32,2
pH	-	7	6,65	-
OD	-	-	-	-
% remoción TDS	-	-	67,75%	-
% Salinidad	-	-	-	-
Conductividad	-	-	-	-
% remoción DBO	89%	-	-	-
% remoción DQO	76%	90%	70%	75,9%

Fuente: Adaptado de Collazos y Cala (1992); Quintero, A. (2007), Anzola et al. (2008); Yoneyama et al. (2006)

2.2.1.4 Turbiedad

La turbiedad, es una medida de las propiedades de dispersión de los haces de luz en las aguas; la turbiedad es otro parámetro usado para indicar la calidad de las aguas naturales y las aguas residuales tratadas con relación al material residual en suspensión coloidal. La medición de la turbiedad se realiza por comparación entre la intensidad de la luz dispersa en una muestra y la luz dispersa por una suspensión blanco en condiciones similares.

Los resultados de las mediciones de turbiedad se dan en unidades nefelométricas de turbiedad (UNT). En general, no hay una relación definida entre la turbiedad y la concentración de sólidos suspendidos en aguas residuales sin tratamiento, sin embargo, existe una correspondencia entre la turbiedad y los sólidos suspendidos, para efluentes de sedimentadores secundarios en procesos de lodos activados. (Marquez y Martínez, 2011; Metcalf & Eddy, 2000; Vásquez, G., 2013).

2.2.1.5 Color

El color en aguas residuales es causado por sólidos suspendidos, material coloidal y sustancias en solución. El color causado por sólidos suspendidos se llama color aparente mientras que el color causado por sustancias disueltas y coloidales se denomina color verdadero. El color verdadero se obtiene sobre una muestra filtrada.

Las fuentes de color en aguas residuales están relacionadas a la infiltración y aportes de conexiones del sistema de recolección, descargas industriales y la descomposición de compuestos orgánicos. (Metcalf & Eddy, 2000).

Dependiendo de la época del año, los aportes por infiltración y conexiones erradas en sistemas de recolección contendrán una concentración variada de sustancias húmicas.

Provenientes de la descomposición de la lignina encontrada en las hojas y otros materiales orgánicos de las plantas, las sustancias húmicas generalmente imparten un color amarillo al agua. Las descargas industriales pueden contener tintes orgánicos, así como compuestos metálicos, los cuales imprimen una gran variedad de colores a las aguas residuales.

En forma cualitativa, el color puede ser usado para estimar la edad general del agua residual. Si el color es café claro, el agua residual lleva aproximadamente 6 horas después de su descarga. Un color gris claro es característico de aguas que han sufrido algún grado

de descomposición o que han permanecido un corto tiempo en los sistemas de recolección. Si el color es gris oscuro o negro, se trata en general de aguas sépticas que han sufrido una fuerte descomposición bacterial bajo condiciones anaerobias. El oscurecimiento de las aguas residuales se da con frecuencia debido a la formación de varios sulfuros, en particular sulfuro ferroso. (Márquez y Martínez, 2011)

2.2.1.6 Olor

Las aguas residuales frescas tienen un olor característico desagradable, mientras que las aguas residuales sépticas tienen un olor muy ofensivo, generalmente producido por H_2S proveniente de la descomposición anaerobia de los sulfatos - sulfuros.

Las aguas residuales industriales tienen, a veces, olores característicos específicos del proceso industrial del cual provienen. Los olores de las aguas residuales constituyen una de las principales objeciones ambientales y su control en plantas de tratamiento es muy importante. (Metcalf & Eddy, 2003).

Además del ácido sulfhídrico, son causantes comunes de olores ofensivos en aguas residuales los siguientes compuestos: Aminas, amoníaco, diaminas, mercaptanos, sulfuros orgánicos y escatol. Solamente los ácidos orgánicos que poseen cinco menos átomos de carbono son solubles en agua. Cuanto más corta sea la cadena de átomos de carbono, más oloroso será el gas. (Metcalf & Eddy, 2003).

2.2.1.7 pH

Medida de la concentración de Ion hidrógeno en el agua, expresada como el logaritmo negativo de la concentración molar de Ion hidrógeno. Aguas residuales con concentración elevada del Ion hidrógeno son difíciles de tratar biológicamente, alteran la biota de las fuentes receptoras y eventualmente son fatales para los microorganismos. Aguas con pH

menor de seis, en un tratamiento biológico, favorecen el crecimiento de hongos sobre las bacterias. (Metcalf & Eddy, 2000).

A pH bajo, el poder bactericida del cloro es mayor porque predomina el HOCL; a pH alto, la forma predominante del nitrógeno amoniacal es la forma gaseosa no iónica (NH_3), la cual es tóxica, pero también es removible mediante arrastre con aire, especialmente a pH de 10,5 a 11,5. El valor de pH adecuado para diferentes procesos de tratamiento y para la existencia de la mayoría de la vida biológica puede ser muy restrictivo y crítico, pero generalmente es de 6,5 a 8,5. (Metcalf & Eddy, 2000).

El pH en las aguas residuales es considerado uno de los parámetros químicos inorgánicos más importantes en la calidad del agua y tratamiento de aguas residuales, el pH indica a una temperatura dada, la intensidad de las características ácidas o básicas del agua (APHA, 1992). El método para la identificación de este parámetro consiste en la determinación de la actividad de los iones hidrógeno por medidas potenciométricas implementando un electrodo combinado o un electrodo estándar de hidrógeno de vidrio con un electrodo de referencia, esta metodología se conoce como el método electrométrico (APHA, 1992).

El intervalo de concentraciones adecuado para la adecuada proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica es bastante estrecho y crítico. El agua residual con concentraciones de ion hidrógeno inadecuados tiende a presentar dificultades de tratamiento con procesos biológicos, de esta manera el efluente puede modificar la concentración de ion hidrógeno en las aguas naturales si ésta no se modifica antes de la evacuación de las aguas (Caicedo, F., 2006).

El pH de los sistemas acuosos puede medirse convenientemente con un pHmetro. Para el mismo procedimiento de medición también se emplean soluciones indicadoras y papeles de

pH que cambian de color a determinados valores de pH. El color de la solución o del papel se compara entonces con el color de series normalizadas (Caicedo, F., 2006).

2.2.1.8 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para oxidar (estabilizar) la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias. Si existe suficiente oxígeno disponible, la descomposición biológica aerobia de un desecho orgánico continuara hasta que el desecho se haya consumido.

Tres actividades más o menos diferenciadas pueden ocurrir. Primero, una parte del desecho se oxida hasta productos finales y con ellos los microorganismos obtienen energía para el mantenimiento de las células y la síntesis de nuevo tejido celular. Simultáneamente, otra fracción del desecho se convierte en tejido celular nuevo empleando la energía liberada durante la oxidación. (Metcalf & Eddy, 2000).

Por último, cuando se consume la materia orgánica, las nuevas células empiezan a consumir su propio tejido celular con el fin de obtener energía para el mantenimiento celular; este tercer proceso es llamado respiración endógena. (Márquez y Martínez, 2011)

Si se considera sólo la oxidación del carbono orgánico presente en el desecho, el oxígeno requerido para completar las tres reacciones anteriores es llamado DBO última (DBOu).

Esta demanda de oxígeno se conoce como última carbonácea o primera etapa de la DBO, y generalmente se denota como DBOu. (Márquez y Martínez, 2011)

La DBO es el parámetro más usado para medir la calidad de aguas residuales y superficiales, para determinar la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar biológicamente la materia orgánica del agua, para diseñar unidades de tratamiento

biológico, para evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento y para fijar las cargas orgánicas permisibles en fuentes receptoras. (CIDTA, 1992)

La determinación del parámetro está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica. A pesar de lo extendido del uso del ensayo de la DBO, está sujeto a ciertas limitaciones, la demanda bioquímica de oxígeno es una prueba analítica que permite determinar el contenido de materia orgánica biodegradable en una muestra de aguas residuales, afirmando lo anterior, esto se efectúa midiendo el consumo de oxígeno por una población microbiana heterogénea (durante 5 días generalmente), a una temperatura de incubación de 20 °C y en presencia de nutrientes. (CIDTA,1992). La importancia de esta prueba radica en que es un parámetro ambiental que da una medida del grado de contaminación. Medida en el afluente y efluente del reactor, además este importante parámetro permite calcular la remoción de contaminante que realiza el tratamiento del reactor. (CIDTA, 1992).

Para la determinación de este parámetro es necesario la implantación de una incubadora, botellas Oxitop o botella de vidrio ámbar como un método respirométrico que es aún más eficaz que el Método Winkler, se necesitaría de una botella para cada muestra a intervenir, el periodo de incubación es, normalmente, de 5 días a 20 °C. (Universidad de Antioquia, 2018)

También se suelen emplear periodos más largos (normalmente siete días), pero es solo para acomodarse a los turnos de trabajo de la planta. Esto es especialmente cierto en el caso de pequeñas plantas de tratamiento, en las que el personal de laboratorio no suele trabajar los fines de semana. De todos modos, y con independencia de la duración del ensayo, es importante asegurar que la temperatura se mantenga constante a lo largo del mismo. La

medición del oxígeno disuelto (OD) se hace antes y después del periodo de incubación.

(Universidad de Antioquia, 2018)

Dentro del parámetro de la demanda bioquímica de oxígeno ocurre la oxidación bioquímica, esto es un proceso lento, cuya duración es, según la teoría, infinita. En un periodo de 20 días se completa la oxidación del 95 a 99 por 100 de la materia carbonosa, y en los 5 días que dura el ensayo de la DBO se llega a oxidar entre el 60 y el 70 por 100.

(Universidad de Antioquia, 2018)

2.2.1.9 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) se usa para medir el oxígeno equivalente a la materia orgánica oxidable químicamente mediante un agente químico oxidante fuerte, por lo general dicromato de potasio, en un medio ácido y a alta temperatura. Para la oxidación de ciertos compuestos orgánicos resistentes se requiere la ayuda de un catalizador como el sulfato de plata. (Metcalf & Eddy, 2000).

La DQO es útil como parámetro de concentración orgánica en aguas residuales industriales o municipales tóxicas a la vida biológica y se puede realizar en solo unas tres horas. La interpretación correcta de los resultados de demanda de oxígeno, para la oxidación de la materia orgánica, mediante DBO o DQO, es problemática por los diferentes factores y variables que afectan dichos ensayos. En general, se espera que la DQO sea aproximadamente igual a la DBO última; pero, especialmente en aguas residuales industriales, existen factores que hacen que dicha afirmación no se cumpla.

- Muchos compuestos orgánicos oxidables por dicromato no son oxidables biológicamente.

- Ciertos compuestos inorgánicos como los sulfuros, sulfitos, tiosulfatos, nitritos y hierro Ferroso son oxidados por dicromato e introducen una DQO inorgánica en el resultado del ensayo.
- La DBO está sujeta a error cuando se usan simientes bacteriales no aclimatadas adecuadamente al residuo.
- Ciertos compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos y la piridina no son oxidados por el dicromato.
- Para concentraciones de cloruros mayores a 1 g/L se debe ejecutar el ensayo con un testigo de concentración de cloruros igual al de la muestra.
- El tiempo de reflujo debe ser siempre dos horas, puesto que el resultado de la DQO es función del tiempo de digestión.

Una de las principales limitaciones de la prueba de la demanda química de oxígeno (DQO) es la imposibilidad para diferenciar entre la materia orgánica biológicamente biodegradable, es decir la DBO y la materia orgánica no oxidable biológicamente, debido a lo anterior la demanda química de oxígeno (DQO) es una prueba que se complementa con la prueba de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) la cual es la prueba que realizan o ejercen los microorganismos, en este caso con la DQO se cuantifica toda la demanda realizada por toda la materia orgánica, es decir de una naturaleza biodegradable o no biodegradable por estos microorganismos. (Universidad de Antioquia, 2018)

La principal ventaja de la prueba de demanda química de oxígeno (DQO) es el poco tiempo que se necesita para la evaluación. La determinación es esta se puede hacer aproximadamente en unas tres horas, lo cual facilita mucho más las cosas que el periodo

necesario para la determinación o medición de la DBO₅. Por esta razón, esta prueba de DQO es usada como sustituto de la DBO₅. (Universidad de Antioquia, 2018)

Para la determinación de esta prueba existen 2 métodos, está el método de titulación y por espectrofotómetro. En el método de titulación, después de la digestión, el remanente de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) sin reducir se valora con sulfato ferroso amoniacal (FAS), usando ferroína como el indicador. Este contiene 1, 10- fenantrolina, que forma un complejo coloreado con los iones ferrosos. Ahora, en el punto final, luego de que todo el dicromato de potasio (amarillo) ha sido reducido a Cr^{+3} (verde), el ion Fe^{+2} libre acompleja el indicador ferroína para formar un color café rojizo. (CIDTA, 1992).

En el caso del método del espectrofotómetro que es más eficaz que el método de titulación consiste en utilizar este equipo. Después de la digestión, la cantidad de cromo que reacciona o el exceso (de acuerdo al rango de trabajo) se mide colorimétricamente a una longitud de onda de 600 nm, este equipo permitirá obtener el dato de absorbancia y finalmente por una curva de calibración y los datos de absorbancia pueden ser convertidos a mg/L que son las unidades finales en las que se reporta la demanda química de oxígeno (DQO). (Universidad de Antioquia, 2018)

2.2.1.10 Bacterias

Organismos eubacteriales, procarióticos y unicelulares. Morfológicamente se clasifican como cocos, bacilos, curvados o vibriones, espirales o espirillas o espiroquetas y filamentosas. Son los organismos más importantes en la descomposición y estabilización de la materia orgánica. Así mismo, los organismos bacteriales patógenos que pueden acompañar las excretas humanas originan uno de los problemas sanitarios más graves en áreas de malas condiciones sanitarias. (Márquez y Martínez, 2011)

Las bacterias se reproducen generalmente por fisión binaria, poseen pared celular, citoplasma con suspensiones coloidales de proteínas, carbohidratos y otros compuestos orgánicos. El citoplasma contiene ácido RNA, cuya función principal es sintetizar proteínas y ADN el cual contiene la información para la reproducción celular. (Metcalf y Eddy, 2003; Márquez y Martínez, 2011)

Las temperaturas inferiores a la temperatura óptima tienen mayor efecto significativo sobre el crecimiento bacterial que las temperaturas superiores. La tasa de crecimiento se dobla aproximadamente con un incremento de 10°C hasta alcanzar la temperatura óptima. Los intervalos típicos óptimos de temperatura para las bacterias son: Bacterias psicrófilas o criófilas 12-18 °C Bacterias mesófilas 25-40 °C Bacterias termófilas 55-65 °C

2.2.1.11 Hongos

Los hongos son protistas en su gran mayoría aerobios, aunque algunos son anaerobios, multicelulares, no fotosintéticos y quimioheterotróficos. La mayoría se alimentan de materia orgánica muerta y constituyen, junto con las bacterias, los organismos principalmente responsables de la descomposición del carbono. (Metcalf & Eddy, 2000).

En el tratamiento de aguas residuales los hongos son importantes porque soportan medios ácidos de bajo pH, el pH óptimo para la mayoría de especies es de 5.6 y, además, requieren aproximadamente la mitad de nitrógeno que exigen las bacterias. Esto los hace particularmente abundantes en el tratamiento de residuos industriales de bajo pH y bajo contenido de nitrógeno. Por otra parte, como resisten ambientes de baja humedad, son importantes en procesos de compostaje. (Torres, P., 2012; Metcalf & Eddy, 2000).

2.2.1.12 Protozoos

Los protozoos son organismos móviles, de tamaño microscópico, con estructura eucariótica y generalmente unicelulares. La mayoría de los protozoos son aerobios heterótrofos, algunos anaerobios aerotolerantes y un grupo reducido de anaerobios. Por lo general, los protozoos son de tamaño mayor al de las bacterias y con frecuencia las usan como fuente de energía. Es por eso que los protozoos son usados para el pulimento de los efluentes de procesos de tratamiento biológico, al alimentarse de bacterias y materia orgánica particulada

2.2.1.13 Rotíferos

Son eucarióticos, animales aerobios, heterotróficos y multicelulares. Su nombre se deriva del hecho de que tienen dos juegos de cilios sobre la cabeza que usan. (Metcalf & Eddy, 2000).

Para moverse y capturar comida. Los rotíferos son muy efectivos en el consumo de bacterias floculadas y dispersas, y algunas partículas de materia orgánica. Su presencia en un efluente indica un proceso de purificación biológica bajo condiciones aerobias muy eficientes.

2.2.1.14 Algas

Las algas son eucarióticas unicelulares o multicelulares, autotróficas y fotosintéticas. En lagunas fotosintéticas las algas proveen el oxígeno requerido para la actividad biológica aeróbica. Estas usan los nutrientes y el dióxido de carbono producidos, estableciéndose una relación simbiótica algas-bacterias, responsable del tratamiento del agua. Son indeseables en aguas superficiales, pues cubren las superficies de lagos y embalses.

Proliferan en lagos eutróficos o enriquecidos nutricionalmente; alteran la calidad del agua produciendo sabores y olores indeseables, al igual que algunos efectos tóxicos sobre peces y otro tipo de vida acuática. (Metcalf & Eddy, 2000).

El control del contenido de carbono, nitrógeno, fósforo y de algunos elementos como hierro y cobalto son algunas de las soluciones propuestas para desestimular el crecimiento de algas en aguas.

El uso que hacen las algas del CO₂, en la fotosíntesis, puede conducir a lagunas con pH alto, especialmente en aguas de baja alcalinidad; en otros casos, las algas usan el Ion bicarbonato como fuente del carbono requerido para su crecimiento celular y se presentan variaciones altas de pH durante el día. Así mismo, cuando el pH aumenta, las formas predominantes de alcalinidad tienden a ser las de los carbonatos e hidróxidos; si el agua residual contiene suficiente calcio, este se precipitará como carbonato al excederse el producto de solubilidad. (Metcalf & Eddy, 2000).

Las algas constituyen la fuente principal de oxígeno en las lagunas fotosintéticas durante el día y pueden desarrollar condiciones de sobresaturación de oxígeno disuelto (OD). Sin embargo, durante la noche, el consumo respiratorio puede conducir a concentraciones mínimas de OD. (Metcalf & Eddy, 2000). El aumento de nutrientes o eutrofización en el agua ocasiona crecimientos excesivos de algas, lo cual supone un riesgo para la vida en cuerpos de agua (Jonsson, R., Pavia, H. y Toth, G., 2009)

2.2.1.15 Virus

Los virus son parásitos intracelulares obligados que se multiplican únicamente dentro de una célula huésped donde reorientan el sistema bioquímico de la célula para reproducirse a

sí mismos. Los virus pueden también existir en estado extracelular, en el cual la partícula de virus (conocida como virión) es metabólicamente inerte. (Márquez y Martínez, 2011)

Los bacteriófagos son virus que infectan las bacterias huésped; no han sido implicados en infecciones de humanos. (Metcalf & Eddy, 2000).

Los virus constituyen uno de los riesgos más importantes para la salud; en general, se considera que para exterminarlos con cloro se requieren dosis superiores a la del punto de quiebre, lo cual hace necesario eliminar el cloro residual libre de las aguas residuales desinfectadas.

2.2.2 Tratamientos anaerobios.

América Latina es la región con mayor número de plantas de tratamiento de agua residual domesticas anaerobias, siendo el reactor UASB el de mayor aplicación para el tratamiento del agua residual doméstica o ARD; su implementación demuestra que es una tecnología consolidada, con eficiencias de reducción entre 65 % y 80 % de demanda química de oxígeno o DQO y un tiempo de retención hidráulico o TRH entre 6 y 10 horas (Torres, P., 2012).

En contraste con lo antes mencionado, es necesario continuar avanzando en el mejoramiento y perfeccionamiento de los actuales métodos de tratamiento que permitan soluciones tecnológicas respetuosas con el ambiente y adecuadas a las condiciones socioeconómicas y culturales propias de cada región (Uemura, S. Harada, H. 2000).

por otro lado, dentro de los países europeos y norteamericanos la tecnología anaerobia es usada por lo general solo para el tratamiento de aguas residuales industriales y en especial para la digestión de lodos de sistemas aerobios (Hulshoff, L., Euler, H., Eitner, A. y Grohgan, D., 1997). En países de clima tropical y subtropical como Brasil, Colombia,

México, China, India, Portugal y otros, varias tecnologías han sido adaptadas y muchos esfuerzos han sido dirigidos al tratamiento anaerobio, destacándose la aplicación de reactores anaerobios de manto de lodos y flujo ascendente, conocidos como reactores UASB por su sigla en inglés de (Kujawa-Roeleveld, K. y Zeeman, G., 2006).

La implementación de un reactor UASB proporcionan un proceso superior que garantiza una eficiencia más adecuada y rentable como solución para el tratamiento in situ del agua residual (Lettinga, G., Grin, P. y Hulshoff, L., 1987).

El reactor UASB es utilizado en todo el mundo para el tratamiento de varios tipos de aguas residuales, gracias a una excelente eficiencia de remoción de materia orgánica por el establecimiento de un lecho de lodo denso al fondo del reactor, en donde tienen lugar todos los procesos biológicos. La cámara de lodo está conformada por la acumulación inerte de sólidos suspendidos (SS) del afluente en donde comienza a generarse biomasa. Algo relevante es que las condiciones del flujo ascendente mejoran con la adición de bacterias en flóculos y gránulos (Lettinga, G., Grin, P. y Hulshoff, L., 1987).

El lodo de los sistemas anaerobios alimentado con aguas residuales que contienen alta fracción de sólidos en suspensión consiste en un lodo floculante, los agregados densos no son susceptibles para eliminarse del sistema (Lettinga, G., Grin, P. y Hulshoff, L., 1987).

La retención de una alta concentración de lodos activados asegura un buen rendimiento de tratamiento de agua, con respecto a las turbulencias naturales causadas por el flujo afluente y la producción de biogás, estas proporcionan un buen contacto de biomasa. Si el tratamiento resulta de forma óptima podría garantizar reducciones de la demanda química de oxígeno DQO de aguas residuales hasta el 80-90%. De acuerdo a las temperaturas que se encuentren entre más cercanas a 20°C la remoción promedio esperada podría estar en un 70% de DQO.

Con los tratamientos anaerobios la frecuencia del exceso de extracción de lodo es bajo debido a una baja tasa de crecimiento de lodo (Lettinga, G., Grin, P. y Hulshoff, L., 1987). Dentro de la tecnología anaerobia también es conocido el sistema de tanque séptico UASB como una prometedora alternativa convencional, aplicando el principio UASB a un tanque séptico convencional de flujo ascendente adicionando una separación de gas, sólido, líquido situada en la parte superior del reactor, da como resultado una mejora significativa dentro del proceso de eficiencia del sistema, la principal diferencia en relación con el sistema UASB convencional es que el tanque séptico UASB también acumula el lodo estabilizado gracias a un mayor volumen de reactor disponible, Por lo tanto, el tanque séptico UASB es un sistema continuo con respecto al líquido y un sistema de lote alimentado con respecto a los sólidos influentes (Lettinga, G., Grin, P. y Hulshof, L., 1987).

2.2.3 Reactor UASB diseño tradicional.

El diseño tradicional de un reactor UASB consiste en una columna / cilindro con algunas modificaciones al interior del tanque. Se distingue principalmente una zona donde se concentra la mayor cantidad de lodos (Zona de manto de lodos), una zona difusa, donde hay material disperso, en el cual se incluyen flóculos de lodos. (Márquez y Martínez, 2011)

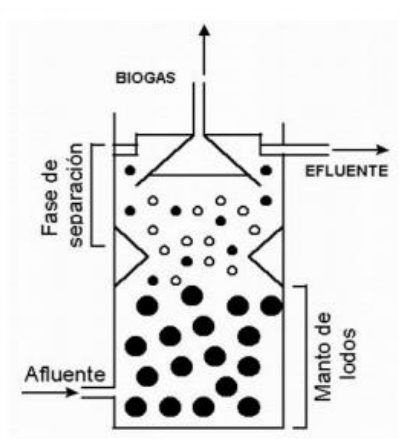


Figura 4. Configuración de un reactor UASB tradicional.
Fuente: Márquez y Martínez (2011)

En la zona difusa la concentración de lodos varía entre los 5 – 40 g/L, mientras que en la parte inferior del reactor las concentraciones de lodos / sólidos puede estar entre 50 – 100 g/L. Debido a que el lodo del reactor es el que hace el proceso de eliminar los contaminantes del agua residual, es importante tener en cuenta los factores que influyen en la formación de buenos gránulos.

Tabla 9.

Factores que influyen en la formación de buenos gránulos de lodos

Característica	Observación
pH	El pH debe ser lo más cercano a 7.
Relación DQO:N:P	Relación 300:5:1
Flujo ascendente	Control sobre la velocidad de flujo
Nutrientes	Adición o sustracción en caso de ser necesario
Sólidos en suspensión	La presencia de otros SSusp. En el manto de lodos puede inhibir la formación de gránulos.

Fuente: Adaptado de Vásquez (2013) y Metcalf & Eddy (2003)

2.2.3.1 El arranque

La problemática del arranque de un reactor anaerobio consiste en mantener las condiciones adecuadas para el crecimiento de la biomasa siendo los nutrientes necesarios lo más importante para ello. Esto último puede variar mucho dependiendo del origen del agua y en el caso de las aguas residuales domésticas, aunque los valores de los diferentes componentes se encuentran balanceados, normalmente la concentración de éstos es muy baja, particularmente para el desarrollo de la biomasa anaerobia por lo que el crecimiento resulta excesivamente lento produciendo un arranque muy prolongado. (Pacheco y Magaña, 2003)

2.2.3.2 Mantenimiento.

El operador debe revisar diariamente que las tuberías de entrada al reactor UASB no estén obstruidas por algún cuerpo extraño como botellas, plástico, madera o basuras. En caso de encontrar algún objeto debe proceder a retirarlo con una pala curva o con un rastrillo.

El Operador debería lavar la superficie del reactor UASB una vez a la semana como mínimo con la misma agua tratada a presión. (Márquez y Martínez, 2011)

El reactor UASB necesita ser purgado cuando se encuentre saturado, esto lo indicará la excesiva salida de lodos en el área de efluencia. La purga consiste en la extracción de lodos del registro del reactor. El lodo generado podría ser succionado (bombeado), pero dejando un volumen de residuo, ya que esta capa contendrá suficientes bacterias para iniciar una nueva colonia digestora. (Escalante, et. al,2000)

2.2.3.3 Cargas Orgánicas volumétricas.

Las típicas cargas de DQO en función de la fuerza de las aguas residuales, la fracción de partículas de DQO en las mismas, y las concentraciones de SST en el afluente se resumen en la Tabla 10.

Tabla 10.

Cargas volumétricas recomendadas para reactores UASB a 30°C para alcanzar remociones del 85% al 95%

DQO (mg/L) de agua residual	Fracción de DQO particulada	Carga Lodo floculento	Volumétrico Lodo granular con alta remoción de SST	Kg DQO/m ³ *d Lodo granular con poca remoción de SST
1000-2000	0,10 – 0,30	2 – 4	2 – 4	8 – 12
	0,30 – 0,60	2 – 4	2 – 4	8 – 14
	0,60 – 1,00	na	Na	na
2000-6000	0,10 – 0,30	3 – 5	3 – 5	12 – 18
	0,30 – 0,60	4 – 8	2 – 6	18 – 24
	0,60 – 1,00	4 – 8	2 – 6	na
6000-9000	0,10 – 0,30	4 – 6	4 – 6	15 – 20

	0,30 – 0,60 0,60 – 1,00	5 – 7 6 – 8	3 – 7 3 – 8	15 – 24 na
9000-18000	0,10 – 0,30 0,30 – 0,60 0,60 – 1,00	5 – 8 na na	4 – 6 3 – 7 3 – 7	15 – 24 na na

Fuente: Metcalf & Eddy. (2003)

Eficiencias de remoción de DQO del 90 a 95% se han logrado en cargas que van desde 12 hasta 20 DQO kg/m³ *d en una variedad de desechos de 30 a 35 ° C con reactores UASB.

Los valores de TRH (tiempo de retención hidráulico) para las aguas residuales de alta fuerza se han logrado disminuir a lapsos de 4 a 8 horas a esas cargas. Donde menos del 90% de remoción de DQO y las concentraciones de SST mayores de efluentes son aceptables, se puede utilizar el aumento de las velocidades de flujo ascendente, las cuales desarrollarán un lodo granulado más denso por el lavado de otros sólidos. (Metcalf & Eddy, 2003)

2.2.3.4 Velocidad del flujo ascendente.

Para aguas residuales más débiles, la velocidad permitida y la altura del reactor, determinará el volumen del reactor UASB y para para aguas residuales más fuertes, la velocidad será determinada por la carga volumétrica de DQO. (Fernandez, F. y Seghezze, L., 2015)

2.2.3.5 Volumen del reactor y dimensiones.

Deben considerase la carga orgánica, la velocidad superficial y el volumen efectivo de tratamiento para determinar el volumen requerido del reactor y sus dimensiones.

El volumen efectivo de tratamiento es el volumen ocupado por el manto de lodo y de biomasa activa. Un volumen adicional existe entre el volumen efectivo y la unidad de recolección de gas donde se produce una cierta separación adicional de sólidos y la biomasa se diluye. (Márquez y Martínez, 2011)

2.2.4 Cálculo de un Reactor UASB

Los reactores anaerobios se pueden diseñar con forma rectangular o cilíndrica, la siguiente secuencia de cálculo se hará con la forma cilíndrica ya que se tienen algunas ventajas hidráulicas en comparación con la forma rectangular, por ejemplo, siendo la principal y más importante, que se evita la formación de zonas muertas.

La determinación de la velocidad de flujo ascendente como uno de los parámetros de diseño, se partió de variables conocidas como el área y volumen del reactor a partir del diámetro y la altura efectiva, carga típica máxima de diseño y concentración promedio de materia orgánica en el agua de alimentación. El agua puede ser residual con una alta carga orgánica o puede ser sintética y preparada para ser alimentada inmediatamente al reactor. (Fernandez, F. y Seghezzo, L., 2015)

2.2.4.1 Definición de variables de diseño

El cálculo se inicia con cuatro variables que se describen a continuación y que se obtienen de manera experimental o por medición directa:

Diámetro del tubo que servirá como cuerpo del reactor UASB, se representa como d y su unidad es cm. El caudal mínimo, el cual se determina a partir del tipo de bomba peristáltica y manguera a usar, se representa como Q y sus unidades son mL/min. La carga orgánica por día que se estará alimentando en el reactor, representado como carga y sus unidades son KgDQO/m³*día. Por último, el tiempo de residencia hidráulica, identificado como TRH, la unidad es el día. (Fernandez, F. y Seghezzo, L., 2015)

2.2.5 Reactor UASB modificado (con zona de aireación)

A pesar del reconocimiento del potencial de la tecnología anaerobia, donde el reactor UASB es la unidad anaerobia de mayor aplicación para el tratamiento de ARD, son evidentes algunas limitaciones de esta configuración, actualmente se han desarrollado

diversas estrategias para optimizar la eficiencia del tratamiento en reactores anaerobios como el UASB, que comprenden desde el pretratamiento del agua residual para reducir la concentración de sólidos suspendidos hasta mejoras en el diseño, debido al hecho de que en algunos casos, dependiendo de la disposición final del efluente y de la legislación local sobre su calidad mínima, los niveles de tratamiento que se alcanzan con la etapa anaerobia son suficientes; pero cuando esto no ocurre, un tratamiento posterior al método tradicional es necesario (Kujawa-Roeleveld, K. y Zeeman, G., 2006).

Un análisis detallado de las posibilidades de acoplar los procesos de lodos activados convencionales (LAC) con reactores UASB mostró que el volumen de tanques en un sistema combinado anaerobio-aerobio puede ser 48 % del volumen de un sistema LAC; además el consumo de oxígeno y la producción de lodo son menores, ya que la mayor proporción de materia orgánica y sólidos se reduce en la fase anaerobia y el lodo aerobio puede ser digerido en el mismo reactor UASB (Van Haandel, A. y Van Der Lubbe, J., 2007).

De acuerdo a lo anterior con la implementación de una zona de inyección de oxígeno se constituye un tratamiento mixto (anaerobio – aerobio).

Otro método de depuración efectivo y económicos dentro del proceso de tratamiento de aguas residuales domésticas es la filtración en medios granulares debido a que es eficiente para separar sólidos suspendidos que no son removidos por sedimentación. Las cámaras o lechos de grava son un excelente método para ayudar al lecho de lodo tradicional ubicados en el fondo dentro de los reactores, dentro de esta filtración granular también ocurren procesos biológicos dentro del tratamiento (formación de biopelículas).

Diferentes entidades han usado la espuma de poliuretano como medio de soporte en sus procesos de tratamiento de aguas residuales, para esto se recomienda tener en cuenta su

porosidad y medidas longitudinales. De acuerdo a antecedentes su capacidad para remover solidos como medio sedimentador y filtro es competente; es importante que, para el buen rendimiento de la espuma de poliuretano, esta debe mantener su forma al implementarla con el propósito de usarse como soporte/filtro. (Rodriguez, D. Ugalde, J. y Centeno, E., 2017).

Al agregar una zona de filtros de espuma de poliuretano, se agrega un mayor porcentaje de remoción de solidos del efluente del reactor, además, las espumas pueden ubicarse en las zonas anaerobias y aerobias del reactor.

2.3 Marco legal

El presente proyecto se elaboró basado en la normatividad que se describen en los siguientes ítems.

2.3.1 Normativa legal

Ley 99 del 22 diciembre de 1993

“Por la cual se crea el Ministerio de Medio Ambiente, se reordena el sector público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el sistema nacional ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones”.

Decreto 1594 de 1984

“Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI - Parte III - Libro II y el Título III de la Parte III Libro I del Decreto- Ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos del Ministerio de Agricultura, el Ministerio de Salud y el Departamento Nacional de Planeación.

Decreto – Ley 2811 de 1974	“por el cual se dicta el Código Nacional de los Recursos Naturales y de Protección al Medio ambiente”.
Decreto 1900 del 12 de junio del 2006	“Por el cual se reglamenta el parágrafo del Artículo 43 de la Ley 99 de 1993 y se dictan otras disposiciones”.
Resolución 1096 del 17 de noviembre de 2000	“Por la cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS”; Resolución 2320 del 27 de noviembre de 2009“
	Título D Sistemas de Recolección y Evacuación de Aguas Residuales Domésticas y Pluviales.
RAS, 2000 Titulo E.	Título E Tratamiento de Aguas Residuales del Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico
Resolución 0631 de 2015	“Por el cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales cuerpos de aguas superficiales y a los

sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones”.

Decreto 3930 de 2010

“Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9ª de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II del Decreto - Ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones”

3. Diseño metodológico

3.1 Tipo de investigación

Se realizó una investigación descriptiva, observacional y cuantitativa.

3.2 Metodología

Durante el proceso de investigación, se realizó una búsqueda del estado del arte relacionado a la implementación de reactores UASB en el tratamiento de aguas residuales domésticas, desde los enfoques internacional, nacional y local, con el propósito de recolectar información.

Se realizó una visita a una de las empresas que tienen PTARs con tecnología de reactores UASB, Granabastos S.A. Se tomó información sobre las generalidades del sistema de tratamiento construido.

Se crearon dos reactores UASB modificados, contruidos de forma similar a los que Anzola et al. (2008) construyeron, los cuales poseen un sistema mixto, con recamaras anaerobias y otras cámaras aerobias.

Se tomó agua residual directamente del sistema de alcantarillado del oriente de la ciudad para rellenar el tanque de alimentación de los reactores, cuando era necesario y se estableció un tiempo de retención hidráulico de 6 horas.

El lugar de recolección de las aguas residuales domesticas está ubicado en la carrera 27 con calle 53D, coordenadas 10°58'30.95"N 74°47'51.03"O, en la alcantarilla ubicada en la esquina que se encuentra frente al Cementerio Calancala.

En el laboratorio se evaluaron la DBO₅, DQO, TDS, OD, pH, Salinidad y Temperatura.

Durante el periodo de estabilización del reactor.

Con la información recogida, se procedió a realizar un análisis de varianza, utilizando el software IBM SPSS © versión 20, entre los datos de % de remoción de cada reactor para

los parámetros de DBO5, DQO. Una vez validado los valores obtenidos de los reactores, se procedió a establecer un análisis entre los mismos.

3.3 Criterios de selección de la población y muestra

Para determinar el punto de recolección de muestras se analizó la topografía de la ciudad y se ubicó un punto cercano a la separación de los sectores suroccidental y oriental, como se observa en la figura 5.

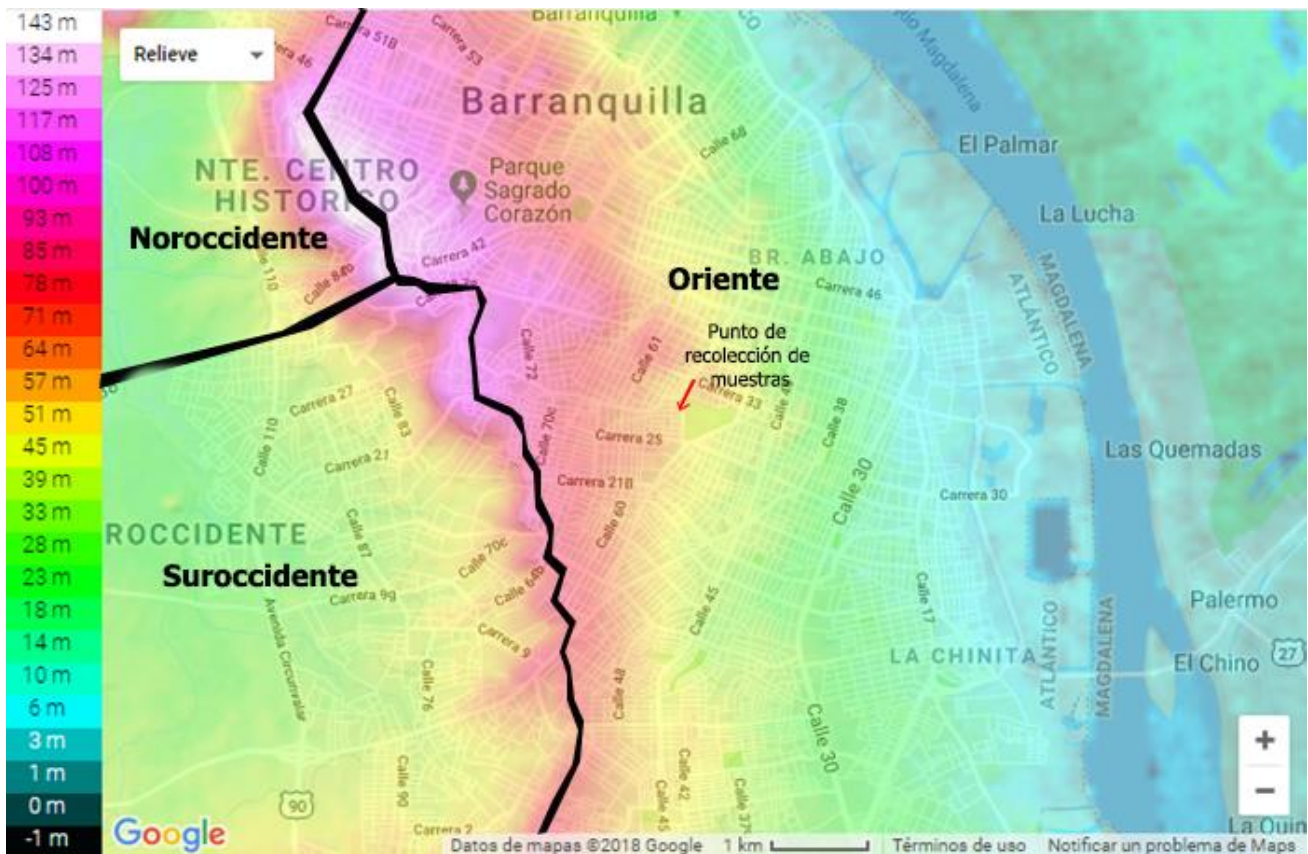


Figura 5. Distribución topográfica de la ciudad de Barranquilla.

Fuente: Adaptado de Googlemaps.com y topografic-map.com (2018)

3.4 Técnicas e instrumentos de recolección de información

Para la recolección de datos se utilizó fuentes primarias y secundarias de información, como se listan a continuación.

3.4.1 Fuentes Primarias:

- Visita en campo.
- Recolección de muestras *in situ*. (Ver Apéndice A)

Se diseñó un formato para la inscripción de los resultados de las pruebas de laboratorio

- Caracterización del área cercana al punto de muestreo. (Ver Apéndice B)

Para los valores de DBO medidos, las fechas corresponden a más 1, 2 ... 5 días de acuerdo al subíndice en el nombre, es decir, DBO1 se midió un día después de la medición del afluente.

3.4.2 Fuentes secundarias

- Revisión bibliográfica: Desde bases de datos como Scopus, Science Direct, NIHL
- Revisión estadística: Tendencias, índices de remoción de DBO5, DQO reportados en otros trabajos de investigación similares.

3.5 Datos de diseño**Volumen.**

Para el cálculo del volumen total del reactor:

$$Volumen \rightarrow 7L \times \frac{1 m^3}{1000 L} = 0,007 m^3$$

La altura del reactor dada por la sumatoria de las subsecciones internas:

Tabla 11.

Medidas de las subsecciones de los reactores contruidos.

Subsecciones	Altura por subsecciones (cm)
Salida	10
Segundo lecho de espuma	18
Aireación	6
Primer lecho de espuma	38
Lecho de grava	20
Alimentación	8

Altura total del reactor	100
---------------------------------	------------

Fuente: Por el autor.

Según (Torres, P., 2012) un tiempo de retención hidráulico o TRH entre 6 y 10 horas puede garantizar un porcentaje de retención óptimo, facilitando el porcentaje de remoción, entonces se utilizó un TRH de 6 horas.

TRH

$$\text{Tiempo de retención} \rightarrow 6 \text{ h} \times \frac{3600 \text{ s}}{1 \text{ h}} = 21600$$

El cálculo del caudal del sistema de tratamiento diseñado:

$$\text{Caudal} = \frac{\text{Volumen util del agua}}{\text{tiempo}} \rightarrow Q = \frac{v}{t} \rightarrow \frac{5L}{21600 \text{ s}} = 0,000231 \text{ L/s}$$

*El valor del volumen útil del agua proviene de los cálculos que aparecen en el apéndice F.

$$\text{Volumen} = \text{área} * \text{altura}$$

$$\text{área} = \frac{\text{Volumen total del reactor}}{\text{altura}} \rightarrow A = \frac{v}{h} \rightarrow \frac{0,007 \text{ m}^3}{1 \text{ m}} = 0,007 \text{ m}^2$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$d^2 = \frac{4A}{\pi} \rightarrow d = \sqrt{\frac{4A}{\pi}} \rightarrow \sqrt{\frac{4(0,007 \text{ m}^2)}{\pi}} = 0,0944 \text{ m} \approx 0,095 \text{ m} \approx 3,74$$

3.5.1 Calculo de los espacios del cilindro / reactor.

A partir de los cálculos presentados en el apéndice F, se obtuvo que el volumen total llenado de agua en el cilindro es de 6,66 L. Solo se pueden llenar 5 litros de aguas residuales antes del desbordamiento, es decir que el volumen útil sería estos 5 litros, por lo tanto, los materiales (como las espumas, las piedras porosas, el tubo de aireación, etc.) ocupan 1,66 L del volumen del reactor.

3.5.2 Procedimiento experimental.

- Se diseñó la base y el tanque elevado para el sistema de almacenamiento de la planta.
- Se diseñó un sistema en acrílico (tubo), y los separadores con sus orificios para dividir las zonas de los compartimientos.
- Se instalaron todos los tubos y codos de PVC que correspondían al sistema en acrílico (Entrada, salida, recirculación) y se conectaron los reactores con el tanque elevado.
- Se llenó el primer compartimiento de grava en los reactores.
- Se procedió a cortar la espuma según el diámetro del tubo y se rellenó el segundo compartimiento de esta.
- Se colocaron los difusores en el tercer compartimiento y se encendió el aireador de cada reactor.
- Se rellenó con más espuma para el cuarto compartimiento.
- Se ubicó el embudo en el tubo de entrada para proceder a agregar el agua.
- con las llaves cerradas se procedió a llenar el tanque del agua residual domestica captada con anterioridad

- se graduaron las llaves de entrada para cada reactor y se midió el tiempo de retención del agua dentro de los reactores
- Cada vez que se realizó este procedimiento se obtenían las muestras de afluente y efluente para medir sus respectivos parámetros en el laboratorio.

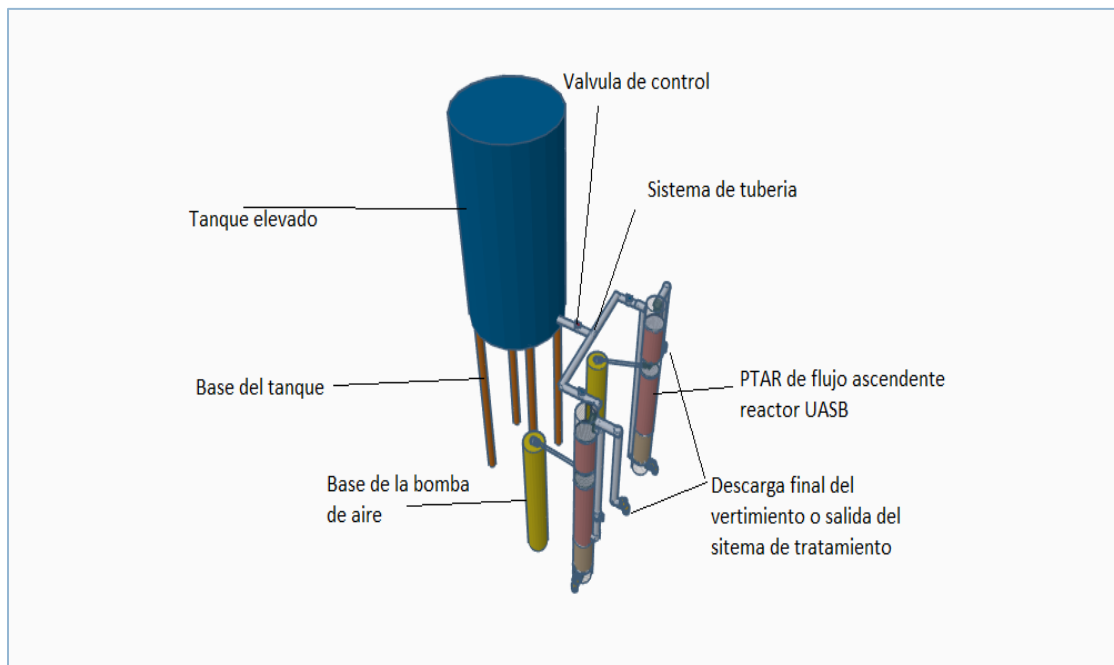


Figura 6. Diseño del sistema de tratamiento de aguas residuales con reactor UASB modificado (anaerobio-aerobio) Fuente: Por el autor

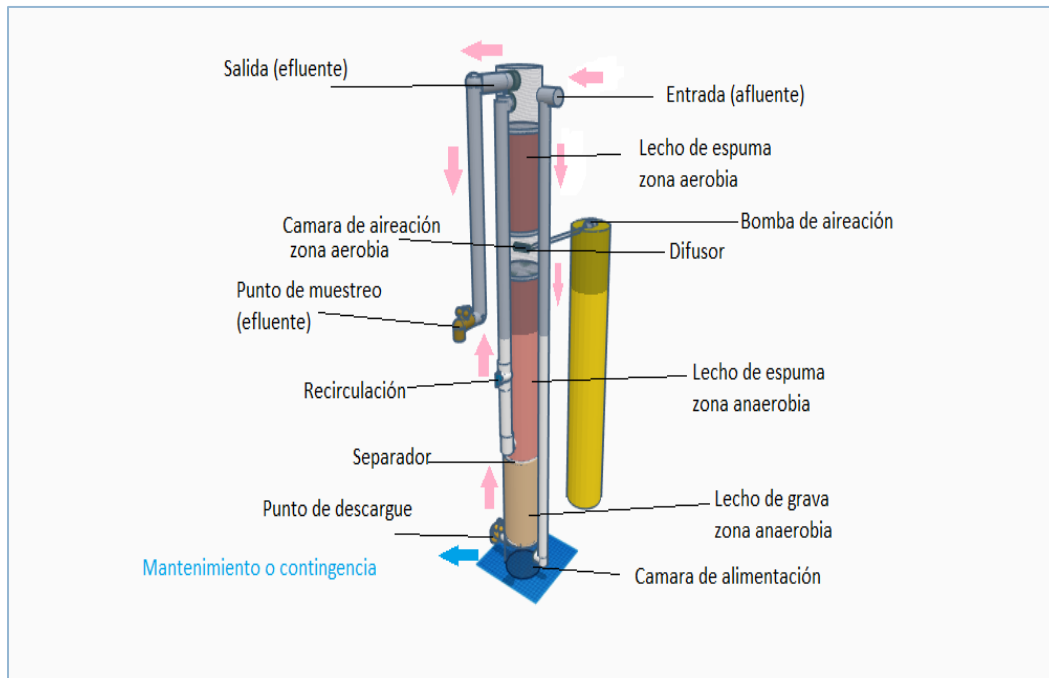


Figura 7. Detalles del reactor UASB modificado (anaerobio-aerobio)

Fuente: por el autor.

3.5.2.1 Entrada al sistema de tratamiento (afluente)

Previo a la entrada del sistema de tratamiento se encuentra el tanque elevado que suministra el agua residual destinada al tratamiento, ubicado a una altura determinada o precisa para que ocurra el efecto de impulso por medio de la gravedad, de esta manera hay un empuje positivo cuando el flujo de agua residual no tratada llega a la cámara de alimentación. Este tanque sirve como un sedimentador y ayuda a asegurar las condiciones anaerobias del afluente.

La entrada al sistema como su nombre lo indica es el punto en donde se introduce el flujo de agua a tratar y va desde la culminación de la válvula para graduar el flujo de agua hasta la entrada de la cámara de alimentación, dentro del diseño del reactor, es de suma importancia que el tubo de la entrada este a un ángulo aproximado de 90° para que ocurra una caída del agua con más potencia y pueda ascender con mayor facilidad por el resto del sistema de tratamiento.

3.5.2.2 Alimentación.

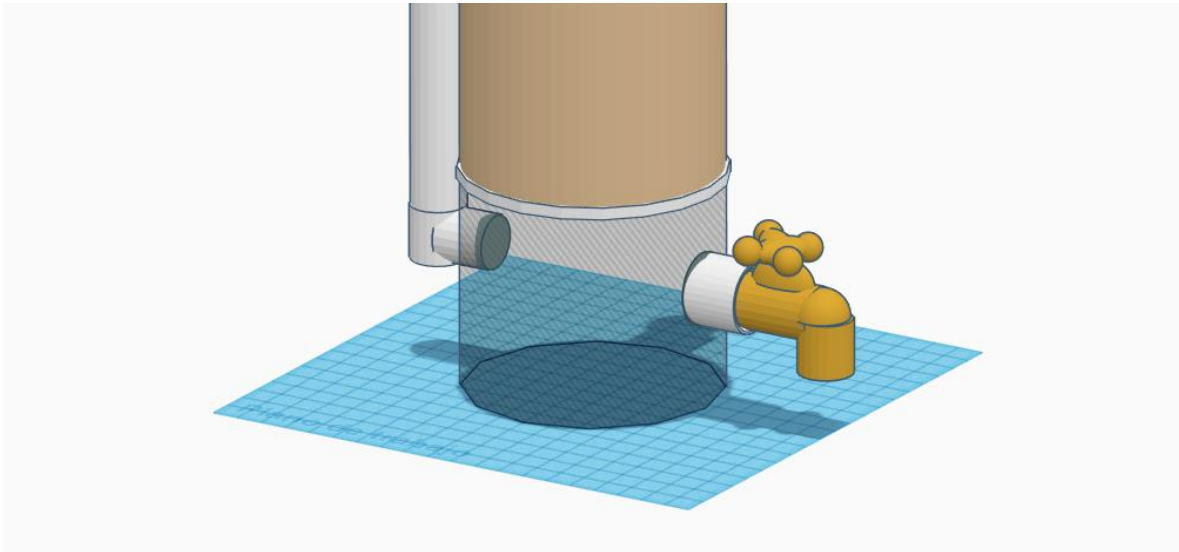


Figura 8. Cámara de alimentación del reactor. Fuente: por el autor

La cámara de alimentación es el punto de abastecimiento del reactor, aquí el agua residual cruda comienza a ascender por el sistema de tratamiento, además se creó un punto de descargue por contingencia o mantenimiento del reactor. Tiene 8cm de alto y un diámetro igual al cilindro del reactor de 3,74". En este compartimiento se forman los lodos que se encargan de una parte importante del tratamiento del agua residual.

3.5.2.3 Lecho de grava.

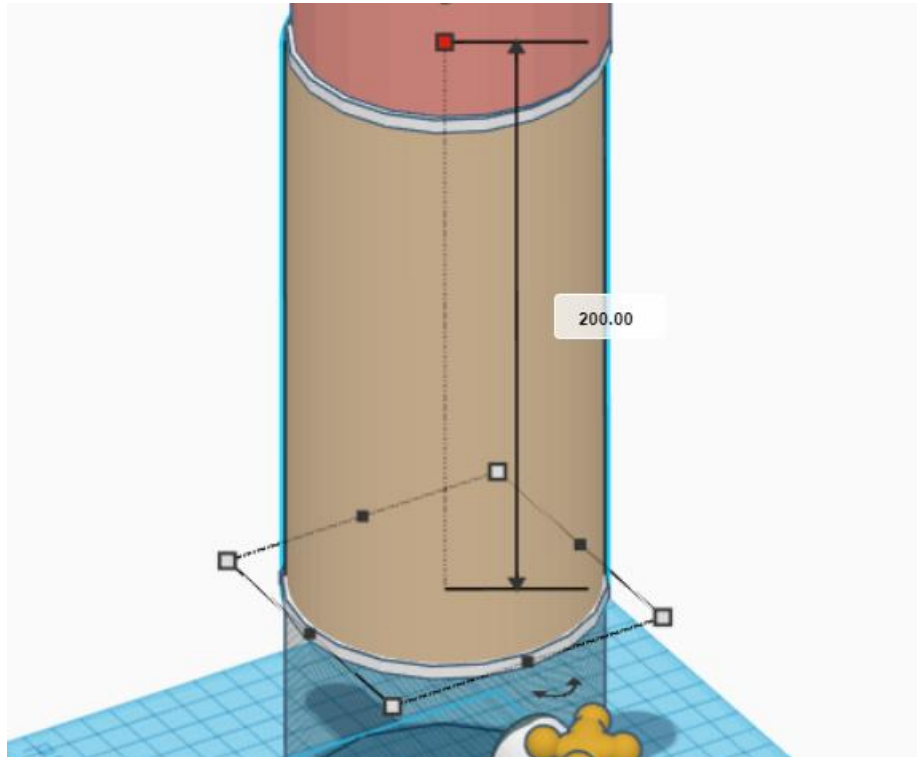


Figura 9. Zona de lecho de gravas Fuente: por el autor.

Este es el segundo compartimiento del reactor, esta parte del sistema de tratamiento cuenta con las siguientes dimensiones, una altura de 200 mm equivalente a 20 cm, el mismo diámetro del reactor 3,74". Aquí el lecho de grava tamizado con antelación, tiene la función de obstruir el paso de sólidos que alcanzaron a atravesar el separador de la cámara de alimentación, además en esta filtración granular también ocurren procesos biológicos dentro del tratamiento, al pasar el tiempo se generan biopelículas de microorganismos, que actuarán a favor de la depuración.

Este compartimento suele ser afectado por la generación de algas, las cuales podrían alterar las concentraciones de materia orgánica, color del agua, la remoción de DQO y DBO₅, debido a esto, las generaciones de algas en el tratamiento de aguas residuales van a afectar directamente la eficiencia del tratamiento, para evitar este problema es necesario

evitar que la luz solar incida directamente sobre el reactor. (Debido a que el reactor construido es transparente).

3.5.2.4. Lecho de espuma

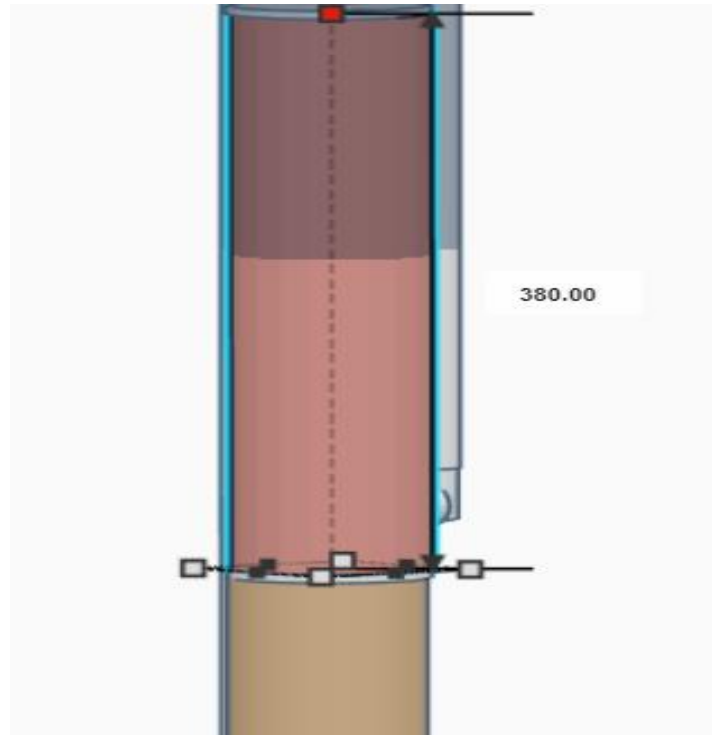


Figura 10. Zona de espumas (área anaerobia) Fuente: por el autor

El lecho de espuma en el tratamiento de aguas residuales tiene cualidades en común con el lecho de gravas, al igual que el lecho de grava del compartimiento anterior, la espuma de poliuretano sirve como un soporte biológico, la generación de biopelículas ayudará a la depuración del agua, además que los finos poros de la espuma de poliuretano son un excelente filtro de sólidos capaces de pasar los compartimientos anteriores.

La espuma de poliuretano para su buen funcionamiento deberá de ocupar todo el espacio del compartimiento (diámetro), de esta manera la infiltración de agua por los bordes y consecuentemente los sólidos, no ocurrirá

Además, la espuma para ejercer su función filtrante no deberá perder su forma dentro del sistema de tratamiento.

El lecho de espuma dentro del reactor tiene una altura de 380 mm equivalente a 38cm, con la culminación de este lecho se finaliza la zona anaerobia del reactor UASB.

3.5.2.5 Cámara de aireación

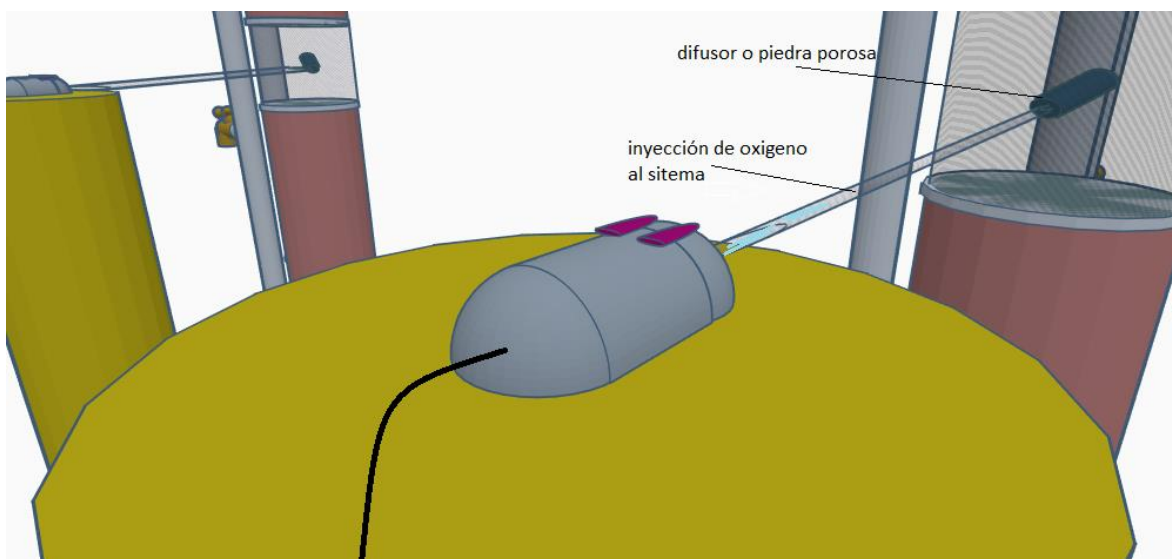


Figura 11. Detalle del aireador y su conexión al reactor Fuente: por el autor

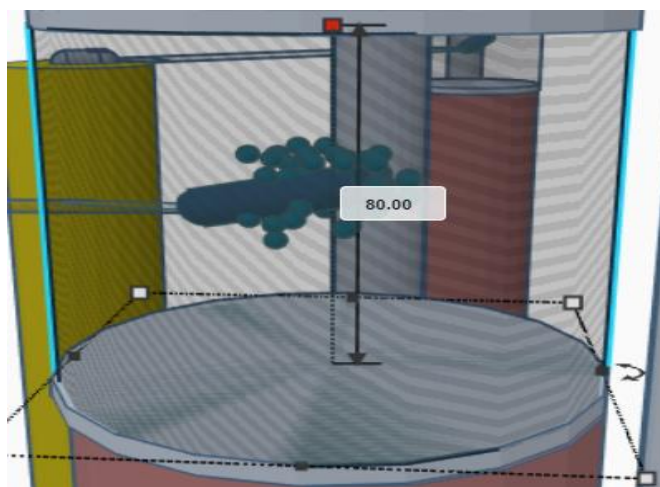


Figura 12. Manguera de aireación y piedra porosa dentro de la cámara de aireación Fuente: por el autor

El diseño tradicional de los reactores UASB solo implementan procesos anaerobios, es decir sin presencia de oxígeno, en este caso el diseño del reactor UASB emplea un proceso aerobio, la cámara de aireación en el tratamiento de aguas residuales funciona con la inyección de oxígeno al sistema, gracias a la inyección de moléculas de oxígeno el agua a tratar pierde gran porcentaje de su mal olor, además que ayuda a la alimentación de microorganismos presentes en el agua.

En este compartimiento se encuentran en funcionamiento una bomba aireadora en el exterior del reactor que suministra oxígeno conectado a una manguera de aireación que lleva a un difusor (piedra porosa) que expulsa finalmente el aire en forma de burbujas dentro de la cámara de aireación.

La cámara de aireación del reactor UASB cuenta con una altura de 80mm equivalentes a 8cm y un diámetro igual al de los diferentes compartimientos, de 3,74".

3.5.2.6 Lecho de espuma (zona aerobia)

De forma similar al compartimiento que se encuentra entre la zona del lecho de gravas y la zona de aireación, por sobre esta última hay una sección de diámetro y longitud idéntica a la otra zona de espumas.

El propósito de esta segunda área es retener los sólidos que han logrado escaparse de la zona de espumas anterior, en especial porque los procesos de aireación ayudan a separar los sólidos que se encuentran suspendidos en el flujo de agua residual.

3.6 Métodos y modelos de análisis de los datos según tipo de variables

3.6.1 Porcentajes de remoción

Los porcentajes de remoción indican la eficiencia de remoción del sistema de tratamiento UASB, para lo cual se calcularon de acuerdo a la siguiente ecuación.

$$\% \text{ remoción} = \frac{(\text{Valor entrada} - \text{Valor salida})}{\text{Valor entrada}} * 100$$

Se calcularon las eficiencias de remoción a los valores de DQO y DBO₅.

3.6.2 ANOVA de una vía.

Se realizó una prueba de homogeneidad de varianzas y un análisis de varianza de una vía (1-way ANOVA) para la validación de los resultados del porcentaje de remoción de los parámetros analizados.

Para la realización del análisis de varianza se necesita que el grupo de datos a analizar cumpla con los siguientes supuestos:

- Homogeneidad de los datos (*arrangement*)
- Igualdad entre las medias de los grupos de datos
- Aleatoriedad de los datos

Corroborados los tres puntos anteriores, en los datos recolectados, se procede a hacer la validación de la hipótesis nula H_0 : Los resultados de remoción no tienen similitud.

Para la validación de la hipótesis nula se estableció un porcentaje de confianza del 95%, por lo tanto:

$p\text{-valor} < 0,05 \rightarrow H_0$ es rechazada

$p\text{-valor} > 0,05 \rightarrow H_0$ es aceptada

Se realizaron ANOVAs para la remoción de DBO y DQO entre los reactores 1 y 2.

3.6 Costos y presupuesto

Tabla 12.

Costos de la construcción de los reactores UASB

Item	Costo (COP)
2 Tubos Acrílicos	340.000

Espuma de poliuretano	50.000
8 Codos	3.200
1 saco mediano de grava	11.000
2 Aireadores	72.000
Difusores	Incluido en el precio del aireador
2 Válvulas	3.000
8 Llaves de paso	6.000
7m Tubo pvc 1/2"	6.000
Cheque	18.000
Separadores en acrílico	Incluido en el precio del tubo acrílico
1 Embudo	3.000
1 Probeta de 100 ml	14.000
1 Tanque elevado	50.000
Base elevada	35.000
Recipientes de captación	8.000
Pasajes	48.000
Costo total (COP)	667.200

Fuente: por el autor

Tabla 13.

Costos de los análisis de laboratorio realizados

Tipo de prueba (duración, frecuencia)	Laboratorio a cargo	Costo unitario (COP)	Costo parcial(COP)

Muestreo de pH, OD, Temperatura, salinidad, conductividad. (6 semanas, 3 muestras por semana)	Realizado en Universidad de la Costa	8.000	144.000
Pruebas de DQO (6 semanas, 3 muestras por semana)	Realizado en Universidad de la Costa	10.000	180.000
Pruebas de DBO5 (6 semanas, 3 muestras por semana)	Realizado en Universidad de la Costa	10.000	180.000
Pruebas de tensoactivos (2 semanas, 1 muestra por semana)	Laboratorio privado	65.000	130.000
Costo total de los análisis.			634.000

Fuente: por el autor.

Valor total – costos de investigación realizada:

Costos de construcción de los reactores + costo total de análisis de laboratorio

$$667.200 + 634.000 = 1.301.200 \text{ COP}$$

4. Análisis y discusión de resultados

A partir de los datos recolectados (ver Apéndice C), se realizó el cálculo de los porcentajes de remoción de DBO5, DQO, TDS, OD, salinidad y conductividad, cuyos resultados se encuentran en el Apéndice D.

Analizando los resultados del Apéndice D, se observa que a pesar de que la recolección de las aguas residuales se hizo en las tuberías municipales, los valores de DQO señalan que el agua tenía características más parecidas a las aguas industriales, lo que podría relacionarse con vertimientos puntuales en el área próxima.

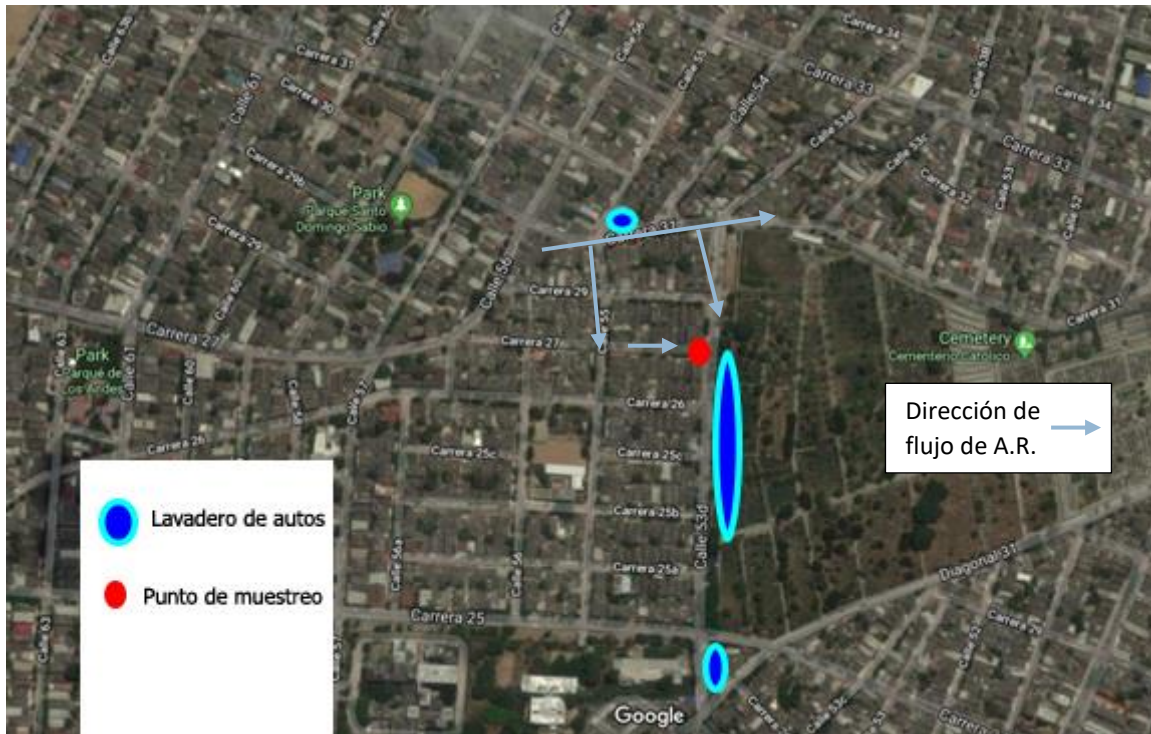


Figura 13. Ubicación de lavaderos de autos cerca al área de recolección de muestras.

Fuente: Googlemaps.com

Al hacer la revisión del área circundante al punto de recolección, se observa que hay varios establecimientos clandestinos de lavado de autos, cuyas aguas residuales van cargadas de tensoactivos, grasas y aceites.

Durante la fase de recolección de las aguas residuales se observó que en la semana donde hubo lluvias, la coloración de las aguas residuales era más grisácea y espumosa, que durante las otras semanas.

Lo anterior se considera como una evidencia de una mayor concentración de los tensoactivos; así mismo, el agua dentro del sistema de tuberías del alcantarillado tenía

mayor caudal, lo que se evidenciaba en la elevación del nivel del agua residual dentro del punto de recolección y el aumento en la velocidad de flujo de las mismas aguas.

4.1 DBO₅ y DQO

En la figura 14, se observa como el reactor 2 obtuvo mejores valores de remoción de DBO a lo largo de las seis semanas, a pesar de ser una réplica del reactor 1 (en cuanto a construcción, caudales, TRH, relación de vacíos del lecho de grava, diámetro y longitud de las secciones).

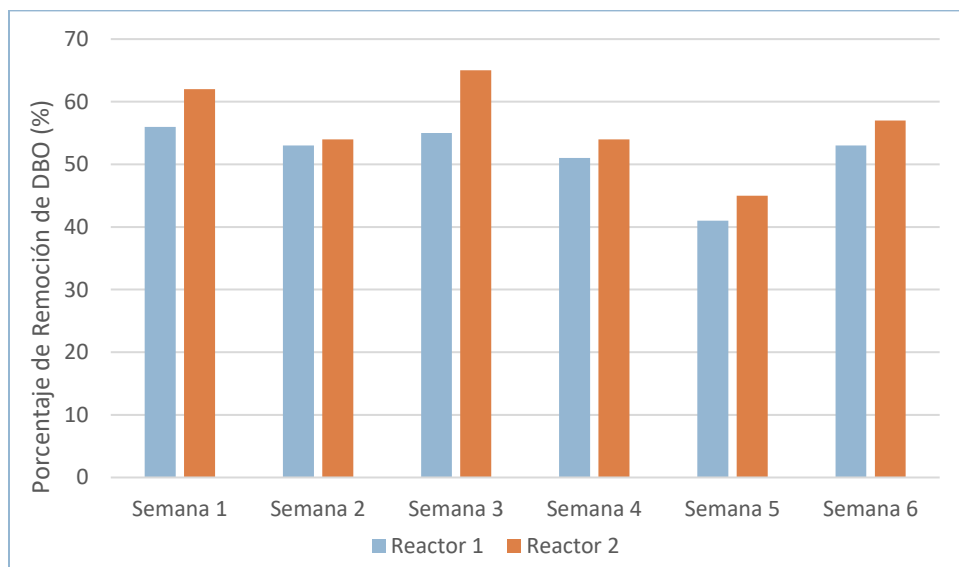


Figura 14: Comportamiento de los reactores en la remoción de DBO
Fuente: por el autor

Se considera atribuible la diferencia en los porcentajes de remoción de DBO entre el reactor 1 y 2 (la cual solo es significativa en la semana 3) a un parámetro del diseño de los reactores sobre el que no se pudo tener completo control, el caudal de aire que entraba a la sección de aireación, debido a que en las especificaciones de los motores de aireación decía que tenían la misma potencia, pero en la práctica esto no fue así, el caudal de aireación del reactor 2 era mayor.

Las remociones de DBO obtenidas fueron inferiores a las esperadas de acuerdo a los resultados de Anzola *et al.* (2008), si se tiene en cuenta además la información presentada en la figura 15.

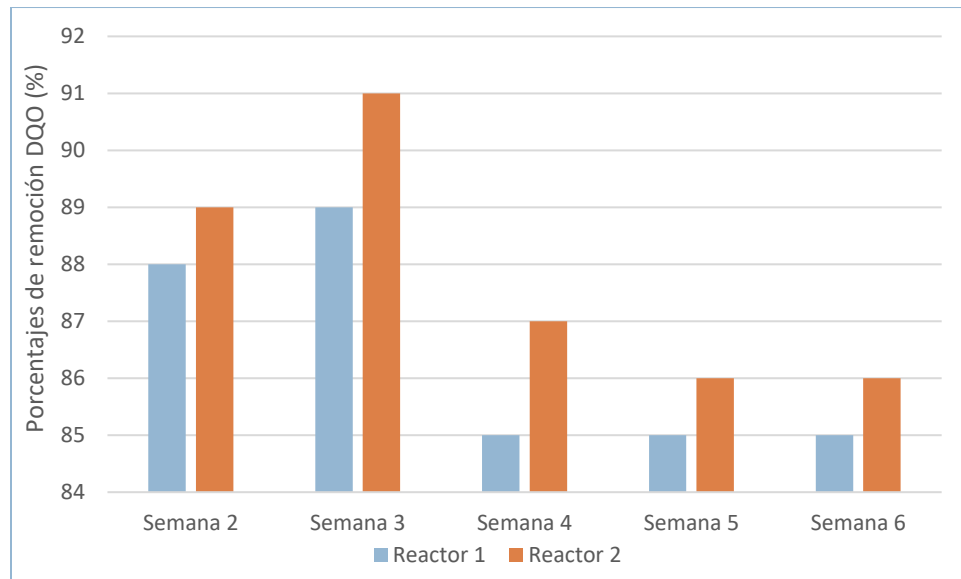


Figura 15. Comportamiento de los reactores en la remoción de DBO

Fuente: Por el autor

A pesar de los altos valores obtenidos de remoción de DQO (85% – 90%), donde hay una clara fase de estabilización después de la tercera semana en el reactor 1 y en la quinta semana para el reactor 2, los valores de DBO estuvieron en el rango de 40% – 65%.

Del cociente de DBO5/DQO de los caudales de salida se estableció el porcentaje de biodegradabilidad (Ver Apéndice C), que oscilaron alrededor de 0,95, lo que se traduce en las aguas residuales al ser vertidas a algún cuerpo de agua, como por el ejemplo el río Magdalena (donde actualmente se vierten las aguas no tratadas), el mismo cuerpo natural de agua podría degradarlas.

Los resultados obtenidos son similares a los presentados por Vásquez, G. (2012) en las PTAR domésticas de otros lugares de Colombia, a pesar de que el sistema de reactores

UASB implementados en este proyecto de investigación no contaba con una fase de pretratamiento para eliminar grasas.

Tabla 14.

1-way ANOVA del porcentaje de DBO₅ removido por reactores 1 y 2.

ANOVA de un factor					
%DBO removido					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	p-Valor
Intergrupos	85,333	1	85,333	2,248	0,165
Intragrupos	379,667	10	37,967		
Total	465,000	11			

Fuente: por el autor

Tabla 15.

1-way ANOVA del porcentaje de DQO removido por reactores 1 y 2.

ANOVA de un factor					
%DQO removido					
	Suma de cuadrados	Gl	Media cuadrática	F	p-Valor
Intergrupos	3,364	1	3,364	0,957	0,357
Intragrupos	28,112	8	3,514		
Total	31,476	9			

Fuente: por el autor

Los resultados de los análisis de varianza (ver Tabla 14 y 15) permiten establecer que a pesar de las diferencias en los porcentajes de remoción entre los reactores 1 y 2, estadísticamente son similares los resultados.

La anterior afirmación se realiza en base a que los resultados listados en las columnas de significancia (sig.) son mayores a 0,05 por lo que entre los resultados del reactor 1 y 2, tanto para remoción de DBO₅ y DQO, hay igualdad o similitud entre los resultados de obtenidos en el reactor 1 y 2. (rechazando la hipótesis nula).

4.2 Otros parámetros

Estadísticamente, también se observa que ambos reactores cumplen con su función de tratar las aguas residuales (análisis comparativo entre afluente-efluente) debido a las diferencias entre los valores obtenidos en las mediciones de los caudales de entrada y de salida.

Solamente en el parámetro del oxígeno disuelto (OD) se observa un aumento significativo, lo cual es positivo, debido a que las aguas residuales con bajas concentraciones de OD llegan a presentar características sépticas, como lo son los olores fuertes como resultado de la degradación anaerobia de proteínas y otras sustancias, además la falta de OD produce una coloración oscura. (Metcalf & Eddy, 2003)

En contraste, parámetros como la salinidad, conductividad y los TDS presentaron reducciones en sus respectivos resultados, mientras que el pH presentó incrementos a lo largo de las seis semanas de medición a excepción de una de las mediciones (semana 5). Lo antes mencionado, puede ser atribuido a que en las primeras 4 semanas el caudal desplazaba material del lecho de grava (lavamiento), por lo que el pH aumentaba (debido a la disolución de algunas de las sales que componen la grava). En las semanas finales no hubo aporte de sales, por lo que, como resultado de los procesos biológicos y físicos ocurridos en el reactor, el pH disminuyó.

Este comportamiento del pH en las últimas semanas representa que las piedras que conformaban el lecho de grava terminaron de “lavarse” durante la quinta semana.

En base a la prueba ANOVA de la variación del pH a lo largo de las 6 semanas, se obtuvo que la significancia fue mayor a 0,05 (ver tabla 14), por lo tanto, estadísticamente la tendencia de la variación del pH en los reactores 1 y 2 es similar.

El pH en general tuvo pequeñas fluctuaciones, con un valor mínimo de afluente de 6,07 y un valor máximo de 6,98 en el efluente, lo que representa una variación de 91 centésimas

de unidades de pH. Esto representa que el aporte en general de sales del sistema es bajo, lo cual se corrobora con los valores de salinidad obtenidos.

4.3 Relación con la temperatura.

Los resultados de las mediciones de parámetros como el OD, pH, TDS, salinidad y conductividad presentaron comportamientos o tendencias visibles en comparación a los valores reportados en otros estudios realizados en condiciones normales o estándar (condiciones de laboratorio), específicamente a 25° C y 1 atm de presión. En la siguiente tabla se puede apreciar una comparación.

La información encontrada en los trabajos de otros autores fue deficiente en cuanto a los otros parámetros analizados en la presente investigación (pH, salinidad, conductividad, TDS, etc.) por lo que no hubo valores contra los que contrastar los porcentajes de remoción o adición de los parámetros analizados, a parte de la DQO y en algunos casos, DBO.

De la tabla 8 se observa que los valores de DBO y DQO removidos son algo similares entre los diferentes autores, independientemente de las temperaturas de operación de los reactores. Comparando los resultados obtenidos en este trabajo de investigación con los de Anzola et al., se obtuvo un mejor porcentaje de remoción de DQO, notándose que Anzola *et al.* trabajaron en condiciones normales, a 8°C por debajo de la temperatura ambiente a la que se realizó el trabajo de investigación actual. También se resalta que el tipo de reactor usado por Anzola *et al.* Es idéntico en construcción al presentado en esta investigación, con una fracción aeróbica adicionada.

Los valores presentados en la Tabla 8, para las PTAR de Rio Frio y La Tebaida, que trabajaron en condiciones normales con reactores UASB integrados en sus respectivos sistemas, en la PTAR Rio Frio se obtuvo un porcentaje de remoción de DQO 10% inferior al presentado en la presente investigación, mientras que la PTAR La Tebaida (que también

trabajo a temperatura normal), consiguió un porcentaje de remoción de DQO ligeramente superior a los obtenidos por los reactores construidos en la presente investigación.

Por lo tanto, de acuerdo a lo mencionado en los párrafos anteriores, las variaciones de temperatura no representan un mayor factor de varianza entre los porcentajes de remoción obtenidos para las PTAR que usan tecnología UASB, lo cual se corrobora al observar los datos descritos por Yoneyama *et al.*, cuyo reactor UASB trabajó a 32,2 °C, sin embargo, sus porcentajes de remoción de DQO fueron inferiores al obtenido a través de los reactores UASB diseñados para el presente proyecto de investigación.

4.4 Concentración e interferencia de tensoactivos.

De las pruebas de tensoactivos por medio del Prueba de Surfactantes Anionicos como SAAM, expresadas en *mg SAAM / L* obtenidas se comprobó la presencia de tensoactivos en concentraciones elevadas respecto a lo esperado para aguas residuales del sistema de alcantarillado local. El valor obtenido fue de 15 *mg SAAM/L* en promedio.

Considerando la concentración de los surfactantes y el tiempo de retención de 6 horas, es posible vincular la presencia de los surfactantes con interferencias en la remoción de DBO5 en el agua tratada. A pesar de lo antes mencionado, es necesaria la realización de pruebas biológicas en los lodos generados en la sección anaeróbica de los reactores al utilizar diferentes tipos de aguas residuales con diferente concentración de tensoactivos.

4.5 Comparación con la normativa vigente.

De acuerdo con lo declarado en la Resolución 631 del 2015 por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones, es importante someter los resultados obtenidos a estos lineamientos ambientales para tener conocimiento del cumplimiento o no de esta normativa ambiental.

4.5.1 pH

La norma indica que para las aguas residuales el valor permitido del pH está en el rango de 6 a 9, lo cual, en relación con los datos obtenidos de la caracterización del agua residual analizada, se observa que este parámetro químico siempre estuvo dentro del rango legal permitido por la norma ambiental. Según los datos del afluente, este indicador se encontró en el rango de 6,04 – 6,59 unidades de pH y el efluente del primer reactor se encontró en el rango de 6,24 – 6,98 con una media de 6,56 en unidades de pH, mientras que el segundo reactor mostró resultados similares en un rango de 6,31 – 6,83 unidades de pH; teniendo en cuenta los datos obtenidos a lo largo de las seis semanas, los resultados de este parámetro químico satisfacen la normativa ambiental para aguas residuales.

Tabla 16.

Comparación del ph obtenido con respecto a la normativa local

Comparación del ph con la resolución 631 del 2015					
Semana	Afluente	Efluente 1	L.M.P. (6-9)	Efluente 2	L.M.P. (6-9)
1	6,34	6,98	Aprobada	6,83	Aprobada
2	6,23	6,45	Aprobada	6,68	Aprobada
3	6,07	6,24	Aprobada	6,43	Aprobada
4	6,1	6,66	Aprobada	6,73	Aprobada
5	6,48	6,33	Aprobada	6,31	Aprobada
6	6,59	6,74	Aprobada	6,64	Aprobada

Fuente: por el autor

4.5.2 Demanda química de oxígeno (DQO)

Dentro de lo que establece la Resolución 631 del 2015, se indica que para que se encuentre un cumplimiento de la normativa ambiental en relación a este parámetro debe de cumplir con el valor máximo permisible señalado en el lineamiento ambiental, es decir que no sobrepase el valor de 180 mg/L, en comparación con los resultados obtenidos dentro del afluente el nivel encontrado en este parámetro en la mayoría de las veces alcanzó niveles industriales, de manera que sobrepasaban los valores típicos de aguas residuales domesticas

persistiendo en estar por arriba de los 1000 mg/L, este comportamiento se señaló en los datos de la semana 2 hasta la 5, debido a que la semana 6 se encontró en 943,8 mg/L siendo un agua fuerte de acuerdo al parámetro según lo mencionado por Metcalf & Eddy, por esta razón no satisfacen la norma ambiental.

Haciendo comparación con los resultados obtenidos en el efluente del sistema de tratamiento encontramos que aunque se indicó una remoción elevada de materia orgánica en la mayoría de los datos, este parámetro sigue sin satisfacer la normativa ambiental, indicando resultados mayores al valor máximo permisible hasta la quinta semana para el primer reactor, encontrándose en un rango de 137 – 244,2 mg/L, con una media de 199 mg/L y encontrándose en un valor satisfactorio solo en la semana 6; para el segundo reactor se identificó un comportamiento mejor, pero no significa que cumpla la normativa, los resultados se encontraron en un rango de 129 – 221,5 mg/L indicando un valor por debajo del valor máximo permisible en las semanas 2 y 6 en los resultados, para la solución de estas no conformidades respecto a la normativa se dan algunas recomendaciones en la sección 5 del presente documento.

Tabla 17.

Comparación de la DQO obtenido con respecto a la normativa

Comparación de la DQO con la resolución 631 del 2015					
Semana	Afluente (mg/l)	Efluente 1 (mg/l)	L.M.P. (180 mg/l)	Efluente 2 (mg/l)	L.M.P. (180 mg/l)
1	-	-	-	-	-
2	1626,2	192,8	No cumple	184,2	No cumple
3	1694,2	194,2	No cumple	151	Cumple
4	1670,2	244,2	No cumple	221,5	No cumple
5	1565,6	227,1	No cumple	219,3	No aprobada
6	943, 8	137	Cumple	129	cumple

Fuente: por el autor.

4.5.3 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

De acuerdo a la Resolución 631 del 2015, se observa que límite máximo permisible señalado es de 90mg/L, según lo anterior se puede decir que los datos obtenidos en este trabajo no satisfacen este reglamento normativo.

Debido a que en el agua residual analizada se encontró un nivel de DBO₅ fuerte en algunas semanas de acuerdo con lo publicado por Metcalf & Eddy, debido a que el afluente, oscilaba entre los 400 mg/L en la mayoría de las semanas involucradas, además de que en una de estas sobrepasó este valor; indicando claramente una gran carga orgánica para un agua residual de procedencia doméstica.

Tabla 18.

Comparación de la DBO₅ obtenida con respecto a la normativa.

Comparación de la DBO ₅ con la resolución 631 del 2015					
Semana	Afluente (mg/l)	Efluente 1 (mg/l)	L.M.P. (90 mg/l)	Efluente 2 (mg/l)	L.M.P. (90 mg/l)
1	379	168	No cumple	143	No cumple
2	383	179	No cumple	176	No cumple
3	400	182	No cumple	142	No cumple
4	451	221	No cumple	206	No cumple
5	345	204	No cumple	189	No cumple
6	258	122	No cumple	112	No cumple

Fuente: por el autor

Con respecto al efluente, los datos obtenidos indican que, aunque se evidencie un porcentaje de remoción considerable, los resultados del tratamiento no satisfacen los estándares de los lineamientos ambientales, lo que se evidencia en los resultados del primer reactor, lo cuales permanecieron en un rango de 122 – 221 mg/L con una media de 179,3 mg/L. Los resultados del segundo reactor permanecieron en un rango de 112 – 206 mg/L obteniendo una media de 161,3 mg/L para las 6 semanas de tratamiento. Para la solución de estas no conformidades respecto a la normativa se dan algunas recomendaciones en la sección 5 del presente documento.

4.5.4 Temperatura

De acuerdo a lo que establece la Resolución 631 del 2015 el límite máximo permisible para este parámetro es de 40°C, en relación a los datos obtenidos de temperatura se afirma un comportamiento normal y adecuado tanto en el afluente y en el efluente del sistema de tratamiento, debido a que no ocurrieron grandes cambios en este parámetro.

El rango de temperatura en donde se encontraron los datos obtenidos en el afluente es de 32°C, para el efluente en el primer reactor su rango fue de 23 – 29,6°C con una media de 26,2°C y el efluente del segundo reactor con un rango de 22,4 – 28,1°C y una media de 26,1°C, esto quiere decir que todos los resultados para este parámetro estuvieron por debajo del límite máximo permisible 40°C, ofreciendo una aceptación de la normativa ambiental.

5. Conclusiones y recomendaciones

Se puede concluir que debido a la actividad del lavadero de autos cercano al punto de muestreo de aguas residuales, la eficiencia de los reactores se vio afectada, ya que se filtraban aguas con alto contenido de detergentes e incluso de una fuerte concentración materia orgánica, así como lo confirman los análisis de tensoactivos que afirmaron la influencia de esta actividad no doméstica, lo anterior impulsó a un aumento de carga orgánica reflejada principalmente en la DQO, pero aun en esta situación la remoción de DQO fue considerable, llegando a valores altos de remoción 85% - 89% para el primer reactor y 86% - 91% en el segundo reactor.

Aunque la remoción de DQO fue considerablemente alta, no ocurrió así con el porcentaje de remoción de DBO5, donde se esperaba mayores porcentajes de remoción. En el primer reactor se alcanzó del 41% - 56% de remoción y el segundo reactor se alcanzó del 45% - 65% de remoción. Es importante aclarar que lo obtenido con este parámetro no complace a los lineamientos de la resolución 631 del 2015 los cuales indican que el valor máximo permisible para el agua residual doméstica es de 90mg/L, en el caso de la DBO5. Esto indica que hubo complicaciones con la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno, por la intervención y presencia de estos tensoactivos.

Los reactores UASB implementados en este proyecto como tratamiento primario, al no alcanzar unos niveles de remoción de DQO y DBO5 apropiados para satisfacer la resolución 631 del 2015 en la mayoría de sus pruebas, indica que se necesitara de un tratamiento secundario que complementa esta remoción de la materia orgánica contaminante o realizar el análisis costo beneficio en comparación con aplicar un sistema de pretratamiento más eficiente para remover grasas o en su defecto agregar ambos.

De acuerdo a los valores límites de TDS establecidos por la OMS, los resultados obtenidos por los reactores 1 y 2 garantizan normalidad, debido a que los resultados estuvieron por debajo de los 0,5 g/L. La remoción de TDS estuvo en 22% – 36%, el primer reactor y para el segundo reactor estuvo en un 27% - 40%.

Los datos obtenidos revelan que hay una eficiencia un poco mayor en el segundo reactor comparado con el primer reactor en cuanto a remoción de DQO, esto se debe a las características de operación de cada uno, las cuales fueron ligeramente diferentes, con respecto a la puesta del sol, el reactor uno tenía una posición más vulnerable a la luz del sol, debido a esto se generaron algunas algas en el primer reactor lo que provocó alteraciones en el tratamiento. Además, el caudal de aireación fue mayor en el segundo reactor debido a que el aireador del segundo tenía mayor potencia real que la teorizada en las especificaciones de cada uno.

El TRH (tiempo de retención hidráulico) de 6 horas empleado en el tratamiento demostró un rendimiento o eficiencia en la remoción de los parámetros mencionados anteriormente, aunque sea un tiempo un poco menor comparado con el TRH normalmente trabajado en este tipo de tratamiento a escala real, tradicionalmente este tiempo de retención hidráulica comprende un periodo 0.9 a 1.2 días según la literatura, teniendo en cuenta estos datos se podría decir que la eficiencia del reactor puede aumentar con la ayuda de un mayor tiempo de retención como los reactores UASB de escala real que funcionan actualmente como el de la empresa Granabastos S.A.

Debido a la ausencia de estudios que analizaran factores como la variación de OD, conductividad, salinidad, TDS y sus variaciones al ser tratados a diferentes temperaturas / condiciones ambiente, los análisis presentados en el presente proyecto de investigación no fueron conclusivos, sin embargo, es posible considerar que las variaciones de temperatura

en el rango de 22 a 33 °C no afecta demasiado el rendimiento de los procesos de remoción de DBO y DQO, lo cual se atribuye a que el rango de actividad de los microorganismos mesófilos y psicrófilos, quienes a pesar de trabajar a temperaturas diferentes (30°C – 45°C y 12°C – 15°C respectivamente), el crecimiento de las psicrófilas no se detiene sino hasta más allá de los 25°C.

Se requiere de estudios posteriores donde se evalúe la operación del mismo sistema de reactores, a diferentes temperaturas para tratar el mismo afluente de aguas residuales, cambiando la metodología de observacional a experimental.

Por último, se sugiere un análisis microbiológico de los lodos generados en los reactores, así como de las especies de microorganismos más representativos dentro de las diferentes fases del reactor.

6. Referencias

- ACODAL (2000) Avance del saneamiento de la ciudad de Barranquilla y experiencia en la operación de la laguna de oxidación El Pueblo. En *43 Congreso Nacional ACODAL Tratamiento y Uso de Aguas Residuales: Una Estrategia para el Futuro del Saneamiento*, Cartagena de Indias, Bolivar, Colombia. Consultado el 16 de febrero, 2018, en <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/acodal43/avance.pdf>
- Anzola, M., Oliveira, A. y Zaiat, M. (2008) Actividad metanogénica específica en un reactor anaerobio - aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica. *Interciencia*. 33 (4), pp. 284 - 289. Consultado el 19 de marzo, 2017, en <http://www.redalyc.org/pdf/339/33933409.pdf>
- APHA (1992) Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. American Public Health Association, Washington, DC. Consultado el 03 de junio, 2017, en https://www.mwa.co.th/download/file_upload/SMWW_9000-10900a.pdf
- (1997), 2540 Solids, en Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC. Consultado el 02 de agosto, 2018, en <https://www.standardmethods.org/store/ProductView.cfm?ProductID=63>
- Arroyos de Barranquilla. (2013, abril 27). Platanal [Mapa]. En Arroyosdebarranquilla.co. Consultado el 17 de marzo, 2018, en <http://www.arroyosdebarranquilla.co/2015-02-12-17-20-48/item/115-platanal>
- Caicedo, F. (2006). Diseño, construcción y arranque de un reactor U.A.S.B. piloto para el tratamiento de lixiviados. Tesis de Especialidad en Ingeniería Ambiental-Área Sanitaria. Universidad Nacional de Colombia. Consultado el 23 de marzo, 2018, en <https://core.ac.uk/download/pdf/11052240.pdf>

Choffnes, E. y Mack, A. (2009). 3. Vulnerable Infrastructure and Waterborne Disease Risk.

En *Global Issues in Water, Sanitation, and Health: Workshop Summary*. Washington D.C., National Academies Press. ISBN 978-0-309-13872-7. Consultado el 17 de febrero, 2018, en <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK28463/#ch3>

CIDTA, Centro de Investigación y Desarrollo Técnico del Agua (1992), Calidad del agua.

Universidad de Salamanca. Consultado el 27 de mayo, 2018, en <http://www.usal.es/centro-de-investigacion-y-desarrollo-tecnologico-del-agua-cidta>

Collazos, C. J. y Cala, J. M. (20 – 22 de noviembre de 1992). PTAR "Río Frío" exitosa

aplicación de la tecnología UASB, a escala real, para el tratamiento de las aguas residuales domésticas en Bucaramanga (Colombia). En *Segundo Taller Regional Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina*. La habana, Cuba..

Consultado el 16 de febrero, 2018, en <http://www.bvsde.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind54/ptar/ptar.html>

Corporación Regional Autónoma del Atlántico. (2013). Auto N° 0001321. pp. 2-5.

Consultado el 18 de febrero 18, 2018, en http://www.crautonomia.gov.co/documentos/autos/20967_auto_001321_de_2013.pdf

Departamento de salud del gobierno de Australia (2010) 3 Disease from sewage. Consultado

el 10 de agosto, 2018 en <http://www.health.gov.au/internet/publications/publishing.nsf/Content/ohp-enhealth-manual-atsi-cnt-l~ohp-enhealth-manual-atsi-cnt-l-ch2~ohp-enhealth-manual-atsi-cnt-l-ch2.3>

Derisio, J. (1992) Introducao ao controle da poluicao ambiental. CETESB. Sao Paulo. pp.

201. Consultado el 19 de febrero, 2018, en <http://www.unesco.org/uy/geo/campinaspdf/18control.pdf>.

- Dirección de epidemiología y demografía (2016) Analisis de situación de salud (asis) Colombia. Consultado el 10 de agosto, 2018, en <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VS/ED/PSP/asis-colombia-2016.pdf>
- Emcali. (2018). Calidad alcantarillado. Emcali.com.co. Consultado el 28 de febrero, 2018, en <https://www.emcali.com.co/nuestra-emcali/calidad/alcantarillado>
- Environmental Protection Agency. (2016, March 31). National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Permit Program. Estados Unidos, Consultado el 18, febrero, 2018, en <http://web.epa.state.oh.us/dsw/permits/doc/2PD00009.fs.pdf>
- Escalante, V. E., Sánchez M., Pozo, F. y Rivas, A. (2000) Identificación y evaluación de procesos biológicos de tratamiento. *México: Comisión Nacional del Agua e Instituto Mexicano de Tecnología del agua.*
- European Environment Agency. (2017, diciembre 14). Urban waste water treatment map [Mapa]. En eea.europa.eu. Consultado el 15 de febrero, 2018, en <https://www.eea.europa.eu/themes/water/water-pollution/uwwtd/interactive-maps/urban-waste-water-treatment-maps>
- Fernández, F., & Seghezze, L. (2015). Proyecto mejora de las economías regionales y desarrollo local - Diseño de reactores upflow anaerobic sludge blanket. España: European Union Publishings. <https://www.inti.gob.ar/ue/pdf/publicaciones/cuadernillo15.pdf>
- Fuhrmann, S., Winkler, M, Stalder, M, Niwagaba, C., Babu, M., Kabatereine, N., . . . Nauta, M. (2016) Disease burden due to gastrointestinal pathogens in a wastewater system in Kampala, Uganda. *Microbial Risk Analysis*, 4, 16-28. doi: 10.1016/j.mran.2016.11.003

Gadipelly, C., Pérez, A., Yadav, G., Ortiz, I., Ibáñez, R., Rathod, V. y Marathe, K. (2014).

Pharmaceutical Industry Wastewater: Review of the Technologies for Water Treatment and Reuse. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 53(29), 11571-11592. doi:10.1021/ie501210j

Gobernación de Santander. (2016, February 19). Se entregó oficialmente el proyecto de la

PTAR Río Frío al Ministro de Medio Ambiente. historico.santander.gov.co.

Consultado el 19 de febrero, 2018, en <http://historico.santander.gov.co/index.php/prensa/item/12556-se-entrego-oficialmente-el-proyecto-de-la-ptar-rio-frio-al-ministro-de-medio-ambiente>

Hulshoff, L. (1997). GTZ sectoral project, promotion of anaerobic technology for the

treatment of municipal and industrial sewage and wastes. En *8th International Conference on Anaerobic Digestion* (Vol. 2, pp. 285-293). Sendai, Japón. Consultado el 19 de febrero, 2018, en <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/38563>

Instituto Nacional de Salud (2013) Primer informe - Aspectos relacionados con la frecuencia

de uso de los servicios de salud, mortalidad y discapacidad en Colombia, 2011. Consultado el 10 de agosto, 2018 en <https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/IA/INS/informefinal.pdf>

Jonsson, P. R., Pavia, H., & Toth, G. (2009). Formation of harmful algal blooms cannot be

explained by allelopathic interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(27), 11177-11182. doi:10.1073/pnas.0900964106

Kujawa-Roeleveld, K. y Zeeman, G. (2006). Anaerobic Treatment in Decentralized and

Source-Separation-Based Sanitation Concepts. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 115-139. doi:10.1007/s11157-005-5789-9

- Lettinga, G., Roersma, R. y Grin, P. (1983). Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 25(7), 1701-1723. doi:10.1002/bit.260250703.
- Lettinga, G., Grin, P. y Hulshof, L., (1987) Anaerobic wastewater treatment as an appropriate technology for developing countries. *Tribune Cebedeau* 40(519): 21–32. Consultado el 19 de febrero de 2018, en <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.669.6884&rep=rep1&type=pdf>
- Lohani, S. P., Wang, S., Lackner, S., Horn, H., Khanal, S. N. y Bakke, R. (2016). ADM1 modeling of UASB treating domestic wastewater in Nepal. *Renewable Energy*, 95, 263-268. doi: 10.1016/j.renene.2016.04.014
- Mara, D. (2011) Water- and wastewater-related disease and infection risks: what is an appropriate value for the maximum tolerable additional burden of disease?. *Journal of water and health*, 9(2), 217-224. Consultado el 08 de agosto, 2018, en <https://pdfs.semanticscholar.org/688b/3a5cde27a79004c4ad2ccf78ebb520a6737f.pdf>
- Márquez, M. y Martínez, S. (2011). Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA's o UASB): Antología. Ciudad de México. *Centro Tecnológico Aragón*. Consultado el 15 de febrero de 2018, en http://aula.aguapedia.org/pluginfile.php/11619/mod_resource/content/0/RAFA.pdf
- Martin, S. y Griswold, W. (2009) Human Health Effects of Heavy Metals. *Environmental Science and Technology Briefs for Citizens*, (15), 1-6. Consultado el 08 de Agosto, 2018, en <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.399.9831&rep=rep1&type=pdf>

Metcalf & Eddy Inc. (2000). Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Editorial McGraw-Hill: España. pp. 70.

----- (2003). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse (4ta ed.). McGraw-Hill Publishing Company, Ltd. Nueva York. pp. 1334

Morillo, C. y Fajardo, E. (2005) Estudio de los reactores UASB para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda. *Universidad Nacional de Colombia*. Consultado el 23 de febrero, 2018, en <http://www.bdigital.unal.edu.co/1980/1/fernandacristinamorilloleon.2005.pdf>

Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales (2015). World population prospects: The 2015 Revision, Key Findings & Advance Tables. Nueva York. pp. 59 Consultada el 19 de marzo, 2018, en https://esa.un.org/unpd/wpp/publications/files/key_findings_wpp_2015.pdf

Niwa, T., Hatamoto, M., Yamashita, T., Noguchi, H., Takase, O., Kekre, K., . . . Yamaguchi, T. (2016). Demonstration of a full-scale plant using an UASB followed by a ceramic MBR for the reclamation of industrial wastewater. *Bioresource Technology*, 218, 1-8. doi: 10.1016/j.biortech.2016.06.036

Pacheco, J. y Magaña, A. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. *Ingeniería*. 7 (1). pp. 21-25. Consultado el 23 de febrero, 2018, en <http://www.redalyc.org/pdf/467/46770102.pdf>

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo - PNUD (2018) Objetivo 6: agua limpia y saneamiento. Consultado el 10 de agosto, 2018, en <http://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals/goal-6-clean-water-and-sanitation.html>

- Quintero, A. (2007) Evaluación preliminar de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de la Tebaida (Quindío). Consultado el 17 de junio, 2018, en <http://bdigital.unal.edu.co/1090/1/alejandroquintero.2007.pdf>
- Ratanatamskul, C. y Siritiewstri, T. (2015). A compact on-site UASB–EGSB system for organic and suspended solid digestion and biogas recovery from department store wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 102, 24-30. doi: 10.1016/j.ibiod.2015.04.002
- Razaviarani, V. y Buchanan, I. (2015). Calibration of the Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) for steady-state anaerobic co-digestion of municipal wastewater sludge with restaurant grease trap waste. *Chemical Engineering Journal*, 266, 91-99. doi: 10.1016/j.cej.2014.12.080
- Reynolds, K., Mena, K y Gerba, C. (2008) Risk of waterborne illness via drinking water in the United States. *Reviews of Environmental Contamination Toxicology*, 192, 117-158. doi: 10.1007/978-0-387-71724-1_4
- Rincón, N. Diaz, A. Behling, E. (2014) Combinación de tratamientos Anaerobio – Aerobio de aguas de producción provenientes de la industria petrolera venezolana. Consultado el 19 de febrero, 2018, en https://www.researchgate.net/publication/228894036_COMBINACION_DE_TRATAMIENTOS_ANAEROBIO-AEROBIO_DE_AGUAS_DE_PRODUCCION_PROVENIENTES_DE_LA_INDUSTRIA_PETROLERA
- Rizvi, H., Ahmad, N., Abbas, F., Bukhari, I., Yasar, A., Ali, S., . . . Riaz, M. (2015). Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry*, 8(6), 780-786. doi: 10.1016/j.arabjc.2013.12.016

- Rodriguez, D., Ugalde, J. y Centeno, E. (2017) Evaluación de una planta piloto para el tratamiento de aguas residuales ordinarias por medio de un filtro percolador con relleno de esponjas colgantes de flujo descendente (DHS) como postratamiento de un efluente de sedimentador primario. *Ingeniería*. 28(1). pp. 60-79. Consultado el 18 de marzo, 2018 en <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/ingenieria/article/download/30931/31519>
- Rosa, A., Chernicharo, C., Lobato, L., Silva, R., Padilha, R. y Borges, J. (2018). Assessing the potential of renewable energy sources (biogas and sludge) in a full-scale UASB-based treatment plant. *Renewable Energy*, 124, 21-26. doi: 10.1016/j.renene.2017.09.025
- Sáenz, R. (1994) Introducción; y uso de aguas residuales tratadas en agricultura y acuicultura. En *OPS. Modernización y avances en el uso de aguas negras para la irrigación: intercambio de aguas uso urbano y riego*. Washington D.C., E.E.U.U. Consultado el 16 de febrero, 2018, en <http://www.bvsde.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind53/rys/rys.html>
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L. y Parkin, G. F. (2007). Chemistry for environmental engineering and science. Boston, MA: McGraw-Hill.
- Severiche, C., Castillo, M. y Acevedo, B. (s.f.) Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas. Consultado el 23 de marzo, 2018, en <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1326/solidos-fijos-agua.html>
- Solesin-sol. (2010, June 3). Aguas Residuales [Web log post]. Consultado el 08 de febrero, 2018, en <http://solesin-sol.blogspot.com/2010/06/aguas-residuales.html>

- Stazi, V. y Tomei, M. (2018). Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. *Science of The Total Environment*, 635, 78-91. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.071
- Topographic-map (2018) Barranquilla. [Mapa] En es-co.topographic-map.com. Consultado el 18 de marzo, 2018, en <http://es-co.topographic-map.com/places/Barranquilla-197462/>
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revistas EIA*, 9(18), pp. 115-129. Consultado el 13 de marzo, 2018, en <http://www.scielo.org.co/pdf/eia/n18/n18a10.pdf>
- Triple A S.A. E.S.P. (s.f.) Estructura EDAR El Pueblo. Consultado el 10 de febrero, 2018, en http://www.aaa.com.co/wp-content/uploads/2016/02/al_edar.pdf
- Troschinetz, A. M. y Mihelcic, J. R. (2008). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, 29(2), 9th ser., 15-23. doi: 10.1016/j.wasman.2008.04.016
- Uemura, S. Harada, H. (2000). Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresource Technology*, 72, pp. 275-282. Consultado el 21 de marzo, 2018 en https://www.researchgate.net/profile/Manuel_Soto/publication/242251233_EL_POTENCIAL_DE_LA_DIGESTION_ANAEROBIA_EN_EL_TRATAMIENTO_DE_AGUAS_RESIDUALES_URBANAS_Y_EFLUENTES_DE_BAJA_CARGA_ORGANICA/links/0deec52974b58e46f00000000.pdf
- UNESCO (2017) The United Nations World Water Development Report 2017. Executive summary. Consultado el 10 de Agosto, 2018, en <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002475/247552e.pdf>

- UNESCO, UNECE, UNECLAC, UNEP, UNESCWA, UNIDO y FAO (2017) The United Nations World Water Development Report 2017. Executive summary. Consultado el 10 de Agosto, 2018, en <https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/247153e.pdf>
- Universidad de Antioquia. (2018). Demanda Bioquímica de Oxígeno - DBO5. [Video] Consultado el 07 de June, 2018, en <https://www.youtube.com/watch?v=YBIfsYMVNek&t=700s>
- Van Haandel, A. y Van der Lubbe, J. (2007). Anaerobic-aerobic wastewater treatment. En Handbook biological waste water treatment: Design and optimization of activated sludge systems (pp. 379-408). Leidschendam, Paises Bajos. Quist Publishing. Consultado el 19 de marzo, 2018 en http://civilcafe.weebly.com/uploads/2/8/9/8/28985467/waste_water_supply.pdf
- Van Lier, J. B., Vashi, A., Van Der Lubbe, J. y Heffernan, B. (2010). Anaerobic Sewage Treatment using UASB Reactors: Engineering and Operational Aspects. *Environmental Anaerobic Technology*, 59-89. doi: 10.1142/9781848165434_0004
- Vásquez, G. (2013). Panorama del tratamiento de aguas residuales con tecnología anaerobia en la Costa Atlántica Colombiana. pp. 174. Consultado el 15 de marzo, 2018, en [http://bdigital.unal.edu.co/49437/1/panorama del tratamiento de aguas residuales con tecnologia anaerobia en la costa atlantica colombiana.pdf](http://bdigital.unal.edu.co/49437/1/panorama%20del%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20con%20tecnologia%20anaerobia%20en%20la%20costa%20atlantica%20colombiana.pdf)
- Von Sperling, M. (1996). Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, 33(3), 59-72. doi: 10.2166/wst.1996.0059
- Veolia. (n.d.). Biothane® Anaerobic Treatment: Technology that turns wastewater into energy [Brochure]. VeoliaWaterTechnologies.ca. Consultado el 15 de marzo, 2018,

en http://www.veoliawatertechnologies.ca/vwstnorthamerica/ressources/files/1/40233_150169_BiothaneAD_brochure.pdf

Xu, S., Zhang, L., Huang, S., Zeeman, G., Rijnaarts, H. y Liu, Y. (2018). Improving the energy efficiency of a pilot-scale UASB-digester for low temperature domestic wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 135, 71-78. doi: 10.1016/j.bej.2018.04.003

Yoneyama, Y., Nishii, A., Yamada, N. y Suzuki, T. (2006) Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) treatment of supernatant of cow manure by thermal pre-treatment. *Water Science Tecchnology*, 54 (9), 221-7. National Library of Medicine, National Institutes of Health. Consultado el 03 de junio, 2018, en <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17163060>

Zhang, L., De Vrieze, J., Hendrickx, T., Wei, W., Temmink, H., Rijnaarts, H., & Zeeman, G. (2018). Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics. *Chemical Engineering Journal*, 334, 2088-2097. doi: 10.1016/j.cej.2017.11.073

7. Apéndices

APENDICE A: Formato de recolección de datos.

SEMANA #		Fecha de medición del afluente	Fecha de medición del efluente	
	Parámetros	Entrada	Salida	
			Reactor 1	Reactor 2
	Salinidad PPT			
	Conductividad uS			
	TDS g/L			
	pH			
	OD ppm			
	Temperatura			
	DQO			
	DBO1			
	DBO2			
	DBO3			
	DBO4			
	DBO5			
	Degradabilidad			
	%remoción DQO			
	%remoción DBO			

APENDICE B: Caracterización del área circunvecina al punto de recolección de muestras.

Establecimiento	Ubicación	Características
Lavaderos informales	Muro occidental del Cementerio Calancala	Vertimientos de aguas grises (detergentes, jabón) mezcladas con aceites y grasas.
Autolavado 24 horas	Cra 31 Calle 55	Vertimientos de aguas grises (detergentes, jabón) mezcladas con aceites y grasas.
Autolavado Bronx	Calle 53D carrera 26	Vertimientos de aguas grises (detergentes, jabón) mezcladas con aceites y grasas.
Restaurantes	Múltiples ubicaciones (al menos 7 diferentes en el área cercana).	Residuos de comida, insumos y residuos de panadería.

APENDICE C: Datos obtenidos

SEMANA 1		20-jul	21-jul	
	Parámetros	Entrada	Salida	
			M1	M2
	Salinidad PPT	0,3	0,2	0,2
	Conductividad uS	663,2	426,5	410,6
	TDS g/L	0,4481	0,2865	0,2679
	pH	6,34	6,98	6,83
	OD	1,91	2,73	2,42
	Temperatura	25,2	23	22,4
	DQO			
	DBO1	241	75	95
	DBO2	302	104	104
	DBO3	341	134	117
	DBO4	364	160	132
	DBO5	379	168	143
	%remoción DBO		56%	62%

SEMANA 2		26-jul	27-jul	
	Parámetros	Entrada	Salida	
			M1	M2
	Salinidad PPT	0,3	0,2	0,2
	Conductividad uS	642,4	453,2	442,9
	TDS g/L	0,432	0,289	0,2913
	pH	6,23	6,45	6,68
	OD	1,73	2,56	2,49
	Temperatura	24,4	23,8	24,6
	DQO	1626,2	192,8	184,2
	DBO1	248	106	110
	DBO2	309	131	135
	DBO3	345	151	153
	DBO4	367	167	164
	DBO5	383	179	176
	Degradabilidad	0,23551839	0,92842324	0,95548317
	%remoción DQO		88%	89%
	%remoción DBO		53%	54%

SEMANA 3		8-ago	9-ago	
	Parámetros	Entrada	Salida	
			M1	M2
	Salinidad PPT	0,3	0,2	0,2
	Conductividad uS	635	461,5	448,8
	TDS g/L	0,412	0,2936	0,2888
	pH	6,07	6,24	6,43
	OD ppm	2,68	2,26	1,3
	Temperatura	26,6	24,8	25,3
	DQO	1694,2	194,2	151
	DBO1	248	89	78
	DBO2	312	117	100
	DBO3	354	148	117
	DBO4	377	165	131
	DBO5	400	182	142
	Degradabilidad	0,23609963	0,93717817	0,94039735
	%remoción DQO		89%	91%
	%remoción DBO		55%	65%

SEMANA 4		15-ago	16-ago	
	Parámetros	Entrada	Salida	
			M1	M2
	Salinidad PPT	0,3	0,2	0,2
	Conductividad uS	643	476,7	478,3
	TDS g/L	0,385	0,2998	0,2977
	pH	6,1	6,66	6,73
	OD ppm	1,9	1,87	2,03
	Temperatura	28,2	29,6	29,1
	DQO	1670,2	244,2	221,5
	DBO1	254	110	106
	DBO2	341	154	148
	DBO3	403	176	175
	DBO4	432	196	190
	DBO5	451	221	206
	Degradabilidad	0,27002754	0,9049959	0,93002257
	%remoción DQO		85%	87%
	%remoción DBO		51%	54%

SEMANA 5		22-ago	23-ago	
	Parámetros	Entrada	Salida	
			M1	M2
	Salinidad PPT	0,3	0,2	0,2
	Conductividad uS	401,4	404,6	412,1
	TDS g/L	0,428	0,2899	0,2982
	pH	6,48	6,33	6,31
	OD ppm	2,94	5,95	6,79
	Temperatura	29,4	27,6	28,1
	DQO	1565,6	227,1	219,3
	DBO1	190	120	103
	DBO2	238	150	131
	DBO3	277	171	151
	DBO4	319	193	176
	DBO5	345	204	189
	Degradabilidad	0,2203628	0,89828269	0,86183311
	%remoción DQO		85%	86%
	%remoción DBO		41%	45%

SEMANA 6		30-ago	31-ago	
	Parámetros	Entrada	Salida	
			M1	M2
	Salinidad PPT	0,2	0,2	0,2
	Conductividad uS	524,1	524,8	524,7
	TDS g/L	0,423	0,315	0,309
	pH	6,59	6,74	6,64
	OD ppm	2,1	5,1	5,25
	Temperatura	27,8	28,6	28,1
	DQO	943,8	137	129
	DBO1	122	65	59
	DBO2	170	72	63
	DBO3	206	87	80
	DBO4	235	96	91
	DBO5	258	122	112
	Degradabilidad	0,273363	0,89051095	0,86821705
	%remoción DQO		85%	86%
	%remoción DBO		53%	57%

APENDICE D: Porcentajes de remoción de los parámetros analizados.

% Remoción	SEM 1		SEM 2		SEM 3		SEM 4		SEM 5		SEM 6	
	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2	R1	R2
Salinidad (PPT)	33%	33%	33%	33%	33%	33%	33%	33%	33%	33%	0%	0%
Conduct. μ S	36%	38%	29%	31%	27%	29%	26%	26%	1%	3%	0%	0%
TDS g/L	36%	40%	33%	33%	29%	30%	22%	23%	32%	30%	26%	27%
pH	10%	8%	4%	7%	3%	6%	9%	10%	2%	3%	2%	1%
OD	43%	27%	48%	44%	16%	51%	2%	7%	102%	131%	143%	150%
Temperatura	9%	11%	2%	1%	7%	5%	5%	3%	6%	4%	3%	1%
DQO	---	---	88%	89%	89%	91%	85%	87%	85%	86%	85%	86%
DBO5	56%	62%	53%	54%	55%	65%	51%	54%	41%	45%	53%	57%

Fuente: Por el autor.

APENDICE E: Pruebas estadísticas – Descriptivos, homogeneidad de varianza, Prueba de Welch y Prueba Brown-Forsythe para las remociones de DBO y DQO

Descriptivos										
DBOremovido										
		N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo	Varianza entre comp..
						Límite inferior	Límite superior			
Reactor 1		6	50,83	5,154	2,104	45,42	56,24	41	56	
Reactor 2		6	56,17	7,026	2,868	48,79	63,54	45	65	
Total		12	53,50	6,502	1,877	49,37	57,63	41	65	
Modelo	Efectos fijos			6,162	1,779	49,54	57,46			
	Efectos aleatorios				2,667	19,62	87,38			7,894

Prueba de homogeneidad de varianzas			
DBOremovido			
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
,690	1	10	,425

Pruebas robustas de igualdad de las medias				
DBOremovido				
	Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
Welch	2,248	1	9,173	,167
Brown-Forsythe	2,248	1	9,173	,167

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Descriptivos									
DQOremovido									
	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo	Varianza entre comp..
					Límite inferior	Límite superior			
Reactor 1	5	86,6	1,559	,697	84,66	88,54	85	89	
Reactor 2	5	87,76	2,144	,959	85,10	90,42	86	91	
Total	10	87,18	1,870	,591	85,84	88,52	85	91	
Modelo	Efectos fijos		1,875	,593	85,81	88,55			
	Efectos aleatorios			,593 ^a	79,65 ^a	94,71 ^a			-0,030

Prueba de homogeneidad de varianzas			
DBOremovido			
Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
,589	1	8	,465

Pruebas robustas de igualdad de las medias				
DBOremovido				
	Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
Welch	,957	1	7,305	,359
Brown-Forsythe	,957	1	7,305	,359

a. Distribuidos en F asintóticamente.

APENDICE F: Cálculos de los volúmenes de cada sección del reactor.

- **Esponja:** se determinó experimentalmente que con una esponja de 5,10 cm de altura y un diámetro igual al de los discos presentes, su volumen es de:

$$volumen = \text{área} * altura$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi (9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 5,10 \text{ cm}$$

$$v = 361,499 \text{ cm}^3 \approx 0,3614 \text{ L} \approx 0,37 \text{ Litros}$$

Cada esponja de este volumen absorbe 0,27 litros, por tanto, se hace la siguiente relación de absorción:

$$0,37 \text{ Litros} \rightarrow 100\%$$

$$0,27 \text{ Litros} \rightarrow x$$

$$x = 74,69\%$$

El volumen total del cilindro es de 7 Litros. Pero cierta parte del cilindro no se llena de agua, debido a que, en el último compartimiento, es decir en la salida hay presente un tubo de PVC por donde sale el agua que se transportó desde el primer compartimiento el de alimentación.

La altura desde el compartimiento de la salida hasta donde se encuentra el tubo de PVC es de 4 cm. Por lo que la altura que no es tocada por el agua sería:

$$10 \text{ cm} - 4 \text{ cm} = 6 \text{ cm}$$

Con esa altura se determina el volumen vacío de agua:

$$volumen = \text{área} * altura$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi (9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 6 \text{ cm}$$

$$v = 425,293 \text{ cm}^3 \approx 0,4252 \text{ L} \approx 0,43 \text{ Litros}$$

Con el volumen total del cilindro y el volumen que no es ocupado por el agua, se determina el volumen total de llenado, que sería:

$$7 \text{ Litros} - 0,4252 \text{ Litros} = 6,5747 \text{ Litros} \approx 6,6 \text{ Litros}$$

El volumen total de llenado que tiene el cilindro es aproximadamente 6,6 Litros, ese sería el volumen teórico, teniendo en cuenta el volumen de todo el cilindro menos el volumen vacío de agua determinado anteriormente.

Teniendo en cuenta lo anterior se debe incluir cada uno de los espacios que tiene la planta debido a que los espacios como el de la grava y la esponja tienen la capacidad de absorber o captar parte del agua. Para lo anterior, se procede a calcular el volumen en cada una de las divisiones que tiene el cilindro, de esa manera:

1. El espacio 1, que es el de alimentación, tiene una altura de 8 cm para lo cual el volumen sería:

$$volumen = \text{área} * altura$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi(9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 8 \text{ cm}$$

$$v = 567,057 \text{ cm}^3 \approx 0,5670 \text{ L} \approx 0,57 \text{ Litros}$$

2. El espacio 2, que es donde se encuentra la grava, tiene una altura de 20 cm para lo cual el volumen sería:

$$\text{volumen} = \text{área} * \text{altura}$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi(9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 20 \text{ cm}$$

$$v = 1417,643 \text{ cm}^3 \approx 1,4176 \text{ L} \approx 1,42 \text{ Litros}$$

1,42 Litros aproximadamente sería el volumen del espacio, pero 1 Litro de grava permite el paso del 50% del agua que entra por el espacio 1 que es el de alimentación, por lo anterior, se realiza la siguiente regla de tres con el fin de obtener la cantidad de agua que pasa a través de la grava:

$$1 \text{ Litro} \rightarrow 0,5 \text{ Litros}$$

$$1,42 \text{ Litros} \rightarrow x$$

$$x = 0,71 \text{ Litros}$$

0,71 Litros de agua estarían circulando del espacio 2 al espacio 3 teniendo en cuenta los cálculos teóricos explicados anteriormente.

3. El espacio 3, es el primer compartimiento que se llena con espuma, tiene una altura de 38 cm para lo cual el volumen sería:

$$volumen = \text{área} * altura$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi(9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 38 \text{ cm}$$

$$v = 2693,523 \text{ cm}^3 \approx 2,693 \text{ L} \approx 2,70 \text{ Litros}$$

2,70 Litros aproximadamente sería el volumen del espacio 3, pero se debe tener en cuenta la cantidad de agua que pasa a través de las espumas:

$$2,70 \text{ Litros} \rightarrow 100\%$$

$$x = 74,9\%$$

$$x = 2,009 \text{ litros}$$

4. El espacio 4, que es el ocupado por la zona de aireación donde se presenta el difusor, tiene una altura de 6 cm por lo cual el volumen sería:

$$volumen = \text{área} * altura$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi(9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 6 \text{ cm}$$

$$v = 425,293 \text{ cm}^3 \approx 0,4252 \text{ L} \approx 0,43 \text{ Litros}$$

Se debe tener en cuenta el diámetro que tiene el difusor, puesto que se puede considerar como pérdida de espacio ocupado, en el que cuenta con un diámetro de 1 cm y un largo de 1,5 cm:

$$volumen = \text{área} * altura$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi (1 \text{ cm})^2}{4} \right) * 1,5 \text{ cm}$$

$$v = 1,178 \text{ cm}^3 \approx 0,001178 \text{ L} \approx 0,001178 \text{ L}$$

$$0,43 \text{ L} - 0,00178 \text{ L} = 0,428 \text{ L}$$

5. El espacio 5, nuevamente es ocupado por esponjas, tiene una altura de 18 cm para lo cual el volumen sería:

$$volumen = \text{área} * altura$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi (9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 18 \text{ cm}$$

$$v = 1275,879 \text{ cm}^3 \approx 1,275 \text{ L} \approx 1,28 \text{ Litros}$$

1,28 Litros aproximadamente sería el volumen del espacio 5, pero se debe tener en cuenta la cantidad de adsorción que tiene la esponja, por lo que el volumen de agua que pasaría sería:

$$1.28 \text{ Litros} = 100\%$$

$$x = 74,69\%$$

$$\text{Siendo } x \rightarrow 0,95 \text{ litros}$$

6. El espacio 6, tiene una altura de 10 cm por lo cual el volumen sería:

$$\text{volumen} = \text{área} * \text{altura}$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi(9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 10 \text{ cm}$$

$$v = 708,821 \text{ cm}^3 \approx 0,708 \text{ L} \approx 0,71 \text{ Litros}$$

0,71 Litros aproximadamente sería el volumen total del espacio 6, pero se debe tener en cuenta que solo 4 cm son ocupados por agua, así que el volumen sería:

$$\text{volumen} = \text{área} * \text{altura}$$

$$\text{área} \rightarrow A = \frac{\pi d^2}{4}$$

$$v = \left(\frac{\pi(9,5 \text{ cm})^2}{4} \right) * 4 \text{ cm}$$

$$v = 283,528 \text{ cm}^3 \approx 0,283 \text{ L} \approx 0,29 \text{ Litros}$$

0,29 Litros aproximadamente sería el volumen ocupado de agua en el espacio 6.

Con cada uno de los volúmenes ocupados por el agua se procede a hacer una sumatoria para determinar el total de volumen ocupado por el agua:

$$vt = 0,57 \text{ L} + 0,71 \text{ L} + 2,009 \text{ L} + 0,43 \text{ L} + 0,95 \text{ L} + 0,29 \text{ L}$$

$$vt = 4,959 \text{ L} \approx 5 \text{ Litros}$$

Apéndice G: Soporte fotográfico

Recolección de agua residual



Llenado de tanques con agua residual para posterior transporte.



Llenado de tanque de alimentación de los reactores UASB.



Reactores en funcionamiento



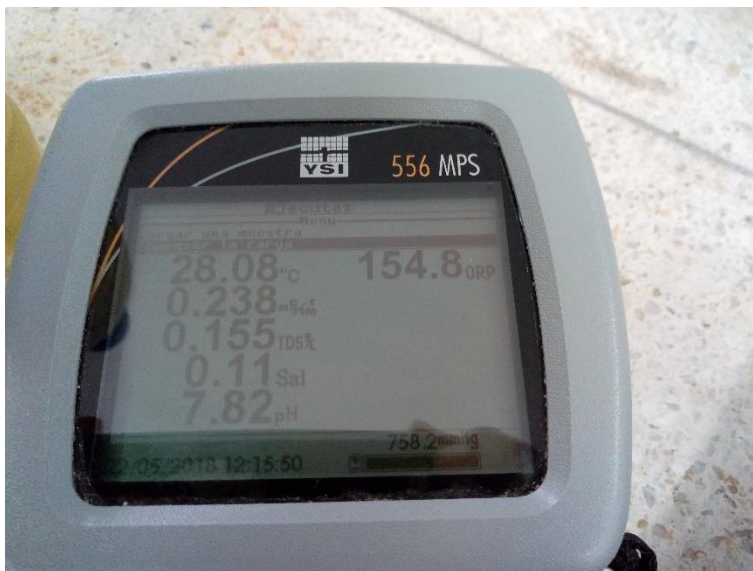
Recolección de efluente



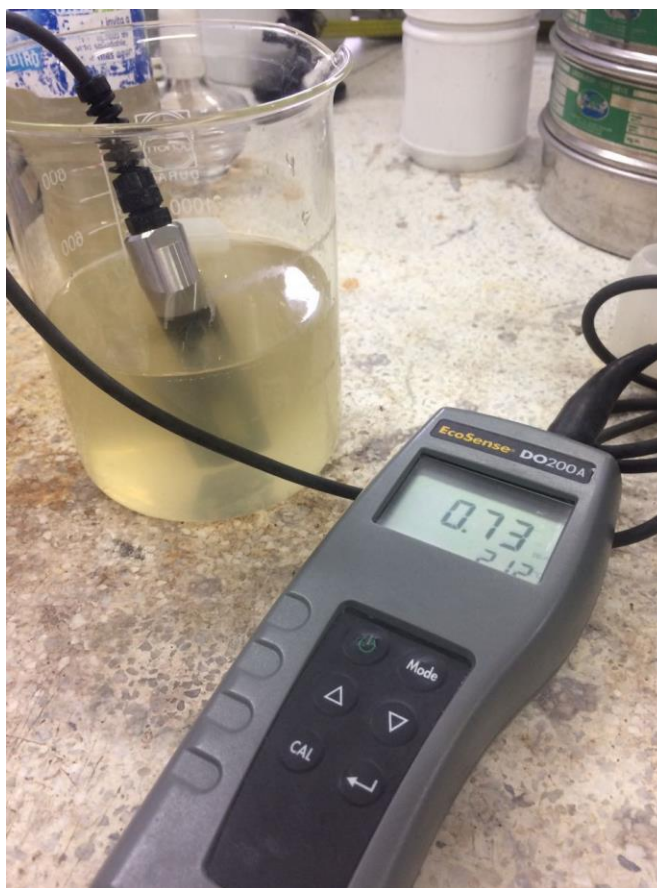
Efluente tratado



Medidor multi-parametro YSI 556MPS para medir temperatura, conductividad, TDS, salinidad, pH.



Medición de oxígeno disuelto con medidor YSI EcoSense® DO200A



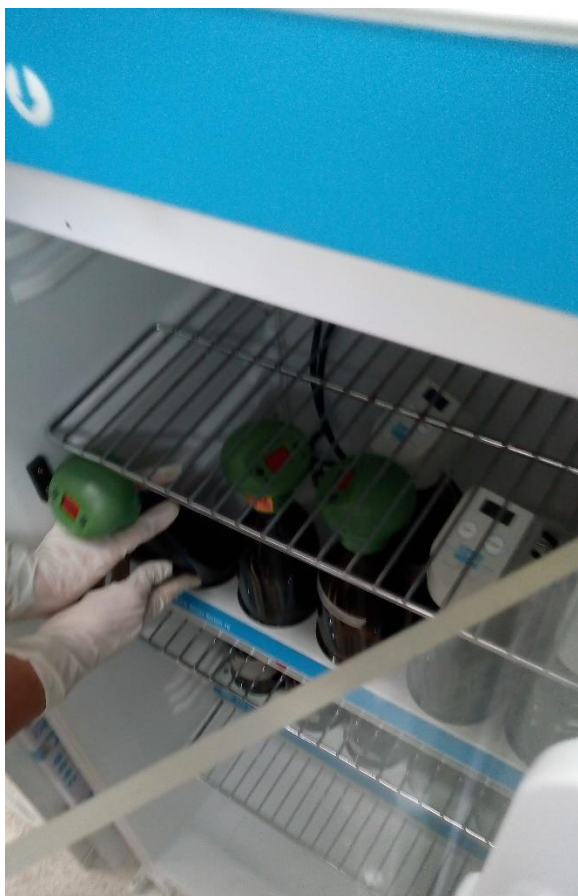
Preparación de los cabezales oxitop para medición de DBO_5



Inicio de medición de DBO_5 .



Ingreso de las muestras para DBO₅ a la incubadora



Espectrofotometro Genesys 10UV para medir DQO



Punto de colección y bombeo de aguas PTAR Granabastos.



Tubería de división del caudal de aguas residuales a tratar en PTAR Granabastos



Reactor UASB de PTAR Granabastos



Desecador de lodos resultantes del tratamiento en el reactor UASB de PTAR Granabastos.



Vista superior del reactor UASB de PTAR Granabastos



Detalle de PTAR Granabastos y el centro de acopio de residuos sólidos de Granabastos S.A.

